



Universidade do Minho

Escola de Engenharia

MÁRIO AUGUSTO TAVARES RUSSO

**Avaliação dos processos de transformação de
resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**

Doutoramento em Engenharia Civil

Trabalho efectuado sob a orientação do

Professor Doutor José Manuel Pereira Vieira

Maio, 2005

“É autorizada a reprodução parcial desta tese apenas para efeitos de investigação, mediante declaração escrita do interessado, que a tal se compromete”

Aos meus pais

Aos meus irmãos

À Teresinha

Ao Telmo e Ana Carolina

“...porque o sonho comanda a vida
... e vale a pena sonhar”

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UM PROBLEMA DAS SOCIEDADES MODERNAS.....	7
2.1 A SOCIEDADE E A PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	7
2.2 OS DESAFIOS DO NOVO ENQUADRAMENTO LEGAL.....	12
2.2.1 <i>Legislação sobre resíduos.....</i>	12
2.2.2 <i>PERSU (1997-2005)</i>	13
2.2.3 <i>PARSU (2000-2006)</i>	19
2.2.4 <i>Os Desafios da Diminuição de RUB em Aterro.....</i>	20
3. O ATERRO SANITÁRIO COMO ESTRUTURA DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS	29
3.1 O ATERRO SANITÁRIO SEGUNDO A LEGISLAÇÃO EUROPEIA	29
3.1.1 <i>Barreira de segurança passiva.....</i>	31
3.1.2 <i>Barreira de segurança activa</i>	32
3.1.3 <i>Comentário.....</i>	34
3.2 PRÉ-TRATAMENTO BIOLÓGICO DOS RSU	34
3.3 O ATERRO SUSTENTÁVEL.....	38
3.4 IMPACTOS AMBIENTAIS DE ATERROS	40
3.5 MECANISMOS DA BIODEGRADAÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS	43
3.5.1 <i>Os decompositores: aspectos microbiológicos</i>	43
3.5.2 <i>As etapas da biodegradação.....</i>	46
3.5.3 <i>Factores que influenciam a actividade biológica</i>	54
3.6 ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES GERADAS NA MASSA DE RESÍDUOS	59
3.6.1 <i>Lixiviados</i>	59
3.6.2 <i>Biogás.....</i>	62
4. ASPECTOS PRÁTICOS DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.....	67
4.1 HIDRÁULICA DA DRENAGEM DE LIXIVIADOS.....	67
4.1.1 <i>Evapotranspiração.....</i>	68
4.1.2 <i>Escoamento em regime transiente.....</i>	70
4.1.3 <i>Escoamento em condições estacionárias</i>	75
4.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	81
4.2.1 <i>Características qualitativas dos lixiviados.....</i>	81
4.2.2 <i>Recirculação de lixiviados.....</i>	87
4.2.3 <i>Floculação/ Precipitação</i>	88
4.2.4 <i>Processos de separação por membrana.....</i>	90
4.2.5 <i>Adsorção por carvão activado.....</i>	97
4.2.6 <i>Processos biológicos.....</i>	99
4.3 SISTEMAS DE PROTECÇÃO AMBIENTAL.....	111
4.3.1 <i>Sistema de impermeabilização da base.....</i>	112
4.3.2 <i>Sistema de impermeabilização lateral.....</i>	115
4.3.3 <i>Sistema de capeamento de topo.....</i>	116
4.4 PROPOSTA DE DRENAGEM DE FUNDO.....	121
4.4.1 <i>Cálculo do sistema de drenagem.....</i>	121
4.4.2 <i>Benefícios económicos e ambientais</i>	123
5. CASO DE ESTUDO. O ATERRO SANITÁRIO DE MATOSINHOS.....	125
5.1 A REABILITAÇÃO AMBIENTAL DA LIXEIRA MUNICIPAL.....	125
5.1.1 <i>O Problema.....</i>	125
5.1.2 <i>Aspectos técnicos do encerramento.....</i>	126
5.2 A NOVA INFRA-ESTRUTURA	132
5.2.1 <i>Implantação do Aterro Sanitário.....</i>	132
5.3 MODELO CONCEPTUAL PARA O ATERRO SANITÁRIO DE MATOSINHOS.....	139
5.3.1 <i>Factores determinantes para a estabilização dos resíduos</i>	140
5.3.2 <i>Modelo de funcionamento.....</i>	148

6.	METODOLOGIA EXPERIMENTAL	159
6.1	PLANO EXPERIMENTAL.....	161
6.2	RESÍDUOS SÓLIDOS. AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS	162
6.2.1	<i>Amostragem da fracção sólida</i>	162
6.2.2	<i>Caracterização gravimétrica</i>	164
6.2.3	<i>Análises Físicas e Físico-Químicas</i>	166
6.2.4	<i>Análises Químicas</i>	170
6.2.5	<i>Carbono Orgânico Oxidável</i>	172
6.3	LIXIVIADOS. AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS	174
6.3.1	<i>Descrição das unidades de tratamento de lixiviados. ETL-piloto</i>	175
6.3.2	<i>Amostragem de lixiviados</i>	180
6.3.3	<i>Procedimentos analíticos</i>	183
6.3.4	<i>Equipamento instrumental</i>	184
6.3.5	<i>Procedimentos microbiológicos</i>	185
6.4	BIOGÁS.....	187
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	189
7.1	FASE SÓLIDA: RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	189
7.1.1	<i>Aspectos quantitativos</i>	189
7.1.2	<i>Aspectos qualitativos</i>	192
7.2	FASE LÍQUIDA: LIXIVIADOS	219
7.2.1	<i>Caudal</i>	219
7.2.2	<i>Resultados experimentais</i>	223
7.2.3	<i>Resultados experimentais obtidos na ETL-piloto</i>	224
7.2.4	<i>Resultados experimentais obtidos na ETL</i>	236
7.3	FASE GASOSA: BIOGÁS	258
7.3.1	<i>Composição química</i>	258
7.3.2	<i>Previsão da produção de biogás através do modelo matemático</i>	267
7.4	AVALIAÇÃO DA PROTECÇÃO AMBIENTAL	274
8.	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS	283
8.1	CONCLUSÕES	283
8.2	SUGESTÕES PARA O PROSSEGUIMENTO DA INVESTIGAÇÃO	285
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	287

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Esquema com a classificação dos resíduos sólidos	9
Figura 2.2 – Capitação média de RSU <i>per capita</i> na UE (2003) Eurostat	10
Figura 2.3 – Capitação de RSU em Portugal por Região em kg/hab/dia (INR).....	11
Figura 2.4 - Destino dos resíduos sólidos urbanos em Portugal por região, 2004	12
Figura 2.5 – Destino dos RSU em Portugal (2005)	15
Figura 2.6 – Localização dos 29 sistemas de gestão de RSU em Portugal (INR, 2005).....	16
Figura 2.7 – Metas do PERSU e situação em 2000 e em 2004	18
Figura 2.8 – Balanço de execução do PERSU em 2000 e 2005	19
Figura 2.9 – Evolução da produção de RSU em Portugal	19
Figura 2.10 – Retoma de embalagens em Portugal (SPV, 2004)	22
Figura 2.11 – Evolução da reciclagem de embalagens (SPV, 2005).....	22
Figura 2.12 – Evolução da retoma de embalagens para reciclagem (SPV, 2005).....	23
Figura 2.13 – Panorama do cumprimento das metas de reciclagem (2003).....	23
Figura 2.14 – Perspectiva de gestão dos RSU em Portugal com base nas metas legais estabelecidas.....	25
Figura 2.15 - Capitações anuais de RSU indiferenciados e da recolha selectiva por regiões - 2002 (Unidade: kg/hab.ano) fonte:INR	26
Figura 3.1 - Esquema de barreiras múltiplas num aterro sanitário (Vieira, 1996)	30
Figura 3.2 - Potenciais impactos ambientais de aterros sanitários (Adap. Vieira, 1996).....	40
Figura 3.3 - Composição celular microbiana global, em matéria sólida e matéria orgânica	44
Figura 3.4 – Esquema das conversões anaeróbias.....	48
Figura 3.5 - Fases da geração de biogás em aterros (Adap. Tchobanoglous, 1993)	50
Figura 3.6 - Influência da humidade na produção de biogás	56
Figura 3.7 – Classificação dos microrganismos quanto à temperatura das cinéticas de crescimento (Biddlestone <i>et al.</i> , 1981).....	57
Figura 3.8 – Mecanismo de formação dos lixiviados (adap. Held, 1996).....	60
Figura 3.9 – Cabeça de poço e Esquema de poço de extracção de biogás (adaptado de Cancelli e Cazzuffi, 1994).....	63
Figura 3.10 – Potencial teórico de biogás produzido em aterros em Portugal	65
Figura 4.1 Representação esquemática das hipóteses de Dupuit-Forchheimer	71
Figura 4.2 – Continuidade da massa líquida numa coluna de resíduos sobre o plano de referência impermeável. Adaptado de Prevedello (1992).	72
Figura 4.3 – Características geométricas do lixiviado acima da camada drenante	76
Figura 4.4 – Relação entre profundidade e espessura acima da geomembrana	76
Figura 4.5 – Parâmetros utilizados na definição das equações	78
Figura 4.6 - Exemplo de sistema de drenagem de lixiviados (adaptado de Ramke, 1989).	81
Figura 4.7 – Processos de remoção em função do tamanho das partículas (Adap. Mierzwa, 2003)	91
Figura 4.8 – Esquema do princípio da osmose normal e da osmose inversa.....	92
Figura 4.9 – Esquema de separação por membrana (i) equilíbrio de energia; (ii) osmose e (iii) osmose inversa	93
Figura 4.10 - Tipos de sistemas de impermeabilização. Adaptado de Cossu (1994)	113
Figura 4.11 - Fundo de alvéolo com geossintéticos e talude protegido com pneus usados	115
Figura 4.12 - Esquema de uma secção de capeamento de topo	117
Figura 4.13 - Sistemas de recobrimento com solos e com geossintéticos	119
Figura 4.14 – Esquema de funcionamento hidráulico do dreno, com lixiviado acima da camada drenante	122
Figura 4.15 – Proposta de drenagem de fundo do alvéolo.....	123
Figura 4.16 – Danificação das geomembranas em aterros sanitários (Russo, 1998).....	124
Figura 5.1 – Aspectos da lixeira e a actividade dos catadores	125
Figura 5.2 – Aspecto do topo da célula velha antes e depois da recuperação	128

Figura 5.3 – Vistas da célula velha da lixeira antes da recuperação e na fase de reperfilamento.....	129
Figura 5.4 – Transferência de resíduos velhos para alvéolos novos.....	129
Figura 5.5 – Pé-de talude da lixeira antes e depois já com as paredes moldadas marginando o rio Leça	130
Figura 5.6 – Vala de desgaseificação da célula velha e topo da mesma célula depois da recuperação	130
Figura 5.7 Impermeabilização do topo da célula velha e pormenor da termofusão das telas de PEAD e ensaios de estanqueidade dos cordões de soldadura.....	131
Figura 5.8 – Esquema da execução dos cordões de soldadura que permitem os ensaios de estanqueidade.....	132
Figura 5.9 – Vista aérea do aterro sanitário de Matosinhos (2002).....	133
Figura 5.10 - Aspecto dos trabalhos de saneamento do local e impermeabilização de um alvéolo.....	134
Figura 5.11 – Aspecto da impermeabilização dos alvéolos	134
Figura 5.12 – Esquema do dreno de lixiviados no fundo dos alvéolos, em Matosinhos	135
Figura 5.13 - Valeta de banquetta para drenagem de A.P. no Aterro de Matosinhos	136
Figura 5.14 - Corte esquemático de um alvéolo novo do aterro sanitário de Matosinhos	137
Figura 5.15 – Vistas da lagoa arejada para tratamento de lixiviados.....	137
Figura 5.16 – Instalações do aterro: armazém e oficinas à esquerda e portaria com a balança.....	138
Figura 5.17 – Lava rodas do aterro de Matosinhos com água corrente da mina existente.....	138
Figura 5.18 – Modelo conceptual com a discretização temporal e espacial do aterro	149
Figura 5.19 - Representação esquemática da evolução das colunas de resíduos em 10 anos	149
Figura 5.20 – Fluxograma do modelo – parte 1	151
Figura 5.21 - Fluxograma do modelo – parte 2.....	152
Figura 5.22 – Taxa específica de produção de biogás em Matosinhos.....	157
Figura 6.1 – Planta do aterro com localização dos alvéolos, dos furos de amostragem, das ETL e instalações.....	160
Figura 6.2 – Perfil de um furo de amostragem de resíduos em profundidade.....	162
Figura 6.3 – Procedimentos de amostragem em campanha de Verão	163
Figura 6.4 - Procedimentos de amostragem em campanha de Inverno e amostra no laboratório	164
Figura 6.5 – Caracterização gravimétrica dos resíduos no AS de Matosinhos.....	165
Figura 6.6 – Fracção inerte não atacada pelo hipoclorito e fracção fina (areias) em decantação.....	169
Figura 6.7 - ETL do aterro de Matosinhos e ETL-piloto	175
Figura 6.8 – Planta da ETL e da ETL-piloto.....	176
Figura 6.9 – ETL-piloto. Esquema de tratamento com Lagoas em série.....	177
Figura 6.10 – Esquema de tratamento com lagoas em série intercaladas com filtro biológico	178
Figura 6.11 – Esquema de tratamento com Lagoas em série e as de maturação em paralelo	179
Figura 6.12 - Esquema de instalação e do equipamento Ventoxal 300.....	179
Figura 6.13 – Fotos do Ventoxal 300 e do depósito do oxigénio puro no AS de Matosinhos	180
Figura 6.14 – Esquema do canal de medição de caudais dos lixiviados com descarregador em V (60°).....	180
Figura 6.15 – Painel do data-logger e gráfico do fluxo de lixiviados no AS visualizado no PC.....	181
Figura 6.16 – Apresentação dos dados dos caudais medidos pela sonda no descarregador em V do canal.....	181
Figura 6.17 – Esquema da ETL e da ETL-piloto, com os pontos de amostragem	182
Figura 6.18 - Vaso de digestão e expansão para utilização em microondas.....	183
Figura 7.1 – Composição dos resíduos depositados no AS de Matosinhos durante 10 anos.....	190
Figura 7.2 – Evolução da composição relativa das várias fracções de resíduos no AS de Matosinhos.....	191
Figura 7.3 – Movimento dos principais grupos de resíduos no aterro de Matosinhos.....	191
Figura 7.4 – Composição média dos RSU de Matosinhos (2000-2002).....	192
Figura 7.5 – Comparação média da composição dos RSU de Matosinhos e de Portugal.....	192
Figura 7.6 – Caracterização gravimétrica dos inertes	197
Figura 7.7 – Composição dos inertes em função da profundidade (estações 1 e 2).....	197
Figura 7.8 – Composição dos inertes em função da profundidade (estações 3 e 4).....	198

Figura 7.9 – Composição média dos inertes da estação 5 e ao longo do perfil	198
Figura 7.10 – Composição média dos inertes em profundidade (a) e sua classificação qualitativa (b)	199
Figura 7.11 – Percentagem média dos inertes ao longo do perfil	199
Figura 7.12 – Composição média dos inertes depositados no aterro	200
Figura 7.13 – Evolução da matéria orgânica total com a profundidade	203
Figura 7.14 – Redução máxima da MOT com a idade dos resíduos	204
Figura 7.15 – Evolução dos ácidos húmicos em função da profundidade	205
Figura 7.16 – Evolução da celulose bruta ao longo do perfil e redução em 10 anos	208
Figura 7.17 – Variação de SV nos resíduos <i>in natura</i> e na fracção fina em função da profundidade	209
Figura 7.18 – Degradação dos resíduos no AS expressa em redução dos SV	210
Figura 7.19 – Carbono orgânico total e do Carbono Orgânico Oxidável com a profundidade e a idade	211
Figura 7.20 – Correlações entre a celulose bruta e COT e entre SV e COT	212
Figura 7.21 – Evolução do Azoto Total com a profundidade e a tendência observada	213
Figura 7.22 – Correlação entre os parâmetros celulose bruta e COT e celulose bruta e N	214
Figura 7.23 – Razão Carbono/Azoto e taxas de decréscimo de 1994 a 2003	215
Figura 7.24 – Teor de humidade com a profundidade	217
Figura 7.25 – Caudais de precipitação, de evapotranspiração e de lixiviados (1996)	219
Figura 7.26 – Caudal médio mensal afluente à ETL e humidade presente nos RSU (2001)	219
Figura 7.27 - Caudais contributivos da precipitação e de lixiviados na ETL (1996)	220
Figura 7.28 – Gráficos com caudais contributivos da precipitação e de lixiviados (Março 1996)	221
Figura 7.29 – Gráficos com caudais contributivos da precipitação e de lixiviados (Abril e Maio 1996)	221
Figura 7.30 – Caudais contributivos de precipitação e de lixiviados (Junho-Agosto)	222
Figura 7.31 – Lixiviados na ETL. Valores de campo e do modelo proposto	222
Figura 7.32 – Correlação entre caudais de precipitação e de lixiviados	223
Figura 7.33 – Eficiência do tratamento de lixiviados na ETL-piloto para os 4 cenários experimentais	229
Figura 7.34 – Eficiência global da ETL-piloto em diversos parâmetros	230
Figura 7.35 – Relação CBO ₅ /CQO nos 4 cenários experimentais	231
Figura 7.36 – Relação CaCO ₃ /N-Kj	232
Figura 7.37 – Oxidabilidade e fenóis	233
Figura 7.38 – Teor de sólidos totais e voláteis	234
Figura 7.39 – Alcalinidade e teor de cloretos na ETL-piloto (1999)	234
Figura 7.40 – Condutividade e Oxidabilidade na ETL-piloto (1999)	235
Figura 7.41 – pH e Condutividade na ETL-piloto (1999)	236
Figura 7.42 – Eficiência média da ETL na remoção de diversos parâmetros nos 5 cenários experimentais	245
Figura 7.43 – Eficiências observadas na remoção de parâmetros analisados na ETL	246
Figura 7.44 – Oxigénio dissolvido: dia e noite, em superfície e em profundidade	247
Figura 7.45 – CBO ₅ , CQO: dia e noite, em superfície e em profundidade	248
Figura 7.46 – Azoto total e nitratos: dia e noite, em superfície e em profundidade	250
Figura 7.47 – Amónia e nitritos: dia e noite, na superfície e em profundidade	251
Figura 7.48 – Fósforo e fosfatos: dinâmica ao longo do dia, à superfície e em profundidade	251
Figura 7.49 – Coliforme e <i>Streptococos</i> fecais: dinâmica ao longo do dia à superfície e em profundidade	252
Figura 7.50 – <i>E. coli</i> e Protozoários: dinâmica ao longo do dia à superfície e em profundidade	253
Figura 7.51 – Dinâmica da Clorofila-a e dos heterotróficos ao longo da ETL	254
Figura 7.52 – Evolução da pluviosidade e de diversos parâmetros	255
Figura 7.53 – Eficiências observadas na ETL em 10 anos de funcionamento: comparação de valores de entrada e saída e correlações de parâmetros químicos e pluviosidade	256
Figura 7.54 – Correlação da pluviosidade e CQO	257

Figura 7.55 – Composição média mensal do biogás no período de 1999-2003.....	264
Figura 7.56 – Composição média mensal do biogás em 1999.....	265
Figura 7.57 - Composição média mensal do biogás em 2000	265
Figura 7.58 - Composição média mensal do biogás em 2001	266
Figura 7.59 - Composição média mensal do biogás em 2002	266
Figura 7.60 - Composição média mensal do biogás em 2003	267
Figura 7.61 – Produção de biogás. Modelo Matosinhos, por célula anual e acumulado.....	268
Figura 7.62 – Previsão de produção de biogás. Modelos Matosinhos e LandGEM	268
Figura 7.63 – Comparação de modelos de previsão da produção de biogás	269
Figura 7.64 – Biogás medido no AS de Matosinhos e dados do Modelo	269
Figura 7.65 – Correlação entre os modelos de previsão da produção de biogás	270
Figura 7.66 – Localização dos piezómetros A, B, C e D.....	274
Figura 7.67 – Evolução da CQO nos piezómetros.....	280
Figura 7.68 – Evolução da CBO5 nos piezómetros.....	280
Figura 7.69 - Evolução do pH nos piezómetros.....	280
Figura 7.70 - Evolução do Azoto Amoniacal nos piezómetros	281

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Principal legislação de resíduos em Portugal.....	13
Tabela 2.2 – Dados de base referentes a RSU em Portugal (1995).....	14
Tabela 2.3 – Infra-estruturas portuguesas de RSU (2004).....	15
Tabela 2.4 – Sistemas de gestão de RSU em Portugal. Situação em 1995 e 2003.....	17
Tabela 2.5 - Comparação das metas do PERSU com os valores observados em 2000 e em 2004.....	18
Tabela 2.6 – Objectivos principais e linhas de acção do PARSU 2000-2006.....	20
Tabela 2.7 - Limites de disposição de RUB em aterro.....	21
Tabela 2.8 – Prazos para cumprimento de metas relativamente à política de resíduos.....	24
Tabela 2.9 – Estimativa de resíduos produzidos em Portugal até 2016.....	25
Tabela 2.10 – Entidades gestoras de RSU com unidades de compostagem (até 2004).....	26
Tabela 2.11 – Capacidade instalada de incineração de RUB (2004).....	27
Tabela 2.12 – Capacidade instalada e a instalar para a valorização de RUB.....	27
Tabela 2.13 – Estimativa de Resíduos a dispor em aterro e valorização da fracção orgânica.....	28
Tabela 3.1 – Condições de permeabilidade e espessura da base e taludes de aterros.....	32
Tabela 3.2 – Recolha de lixiviados e impermeabilização do fundo.....	32
Tabela 3.3 – Composição química geral de resíduos urbanos biodegradáveis (Haug, R.T, 1993).....	45
Tabela 3.4 - Electrões receptores típicos em reacções biológicas.....	51
Tabela 3.5 - Biodegradabilidade e constituintes dos RSU.....	54
Tabela 3.6 – Classificação dos microrganismos de acordo com a temperatura de desenvolvimento.....	56
Tabela 3.7 - Constituição típica do biogás (Tchobanoglous, 1993).....	65
Tabela 4.1 – Intervalos observados nos aterros avaliados por Krug et al, (1997).....	82
Tabela 4.2 - Composição química média de lixiviados de aterros sanitários (mg/L, excepto pH).....	83
Tabela 4.3 - Concentração de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários (mg/L).....	84
Tabela 4.4 - Dados da composição dos lixiviados em aterros novos e velhos.....	85
Tabela 4.5 – Comparação dos 4 processos membranares.....	91
Tabela 4.6 - Sumário das experiências no reactor anaeróbio.....	100
Tabela 4.7 - A.S. de Compton Bassett- comparação da qualidade do lixiviado na célula 4, antes (Setembro, 1985) e depois (Setembro, 1986) do estabelecimento de condições metanogénicas.....	105
Tabela 4.8 - Resultados do pré – tratamento de lixiviados numa estação piloto.....	106
Tabela 4.9 - Resultados do tratamento de lixiviados numa lagoa de lamas activadas.....	107
Tabela 4.10 - Características do efluente e do influente em Agosto de 1987.....	108
Tabela 4.11 – Nutrientes consumidos por salgueiros e choupos.....	110
Tabela 4.12 – Requisitos gerais mínimos a obedecer em aterros, em função da sua classe.....	119
Tabela 4.13 – Recomendações para aterros em que é necessária a prevenção da formação de lixiviados.....	120
Tabela 5.1 - Características dos geotêxteis.....	136
Tabela 5.2 - Características das geomembranas de PEAD.....	136
Tabela 5.3 – Valores de α e de β estimados por regressão não linear.....	144
Tabela 5.4 – Fracções de RSU Biodegradáveis de Matosinhos.....	153
Tabela 5.5 – Composição dos constituintes dos RSU (adap. Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	154
Tabela 5.6 - Determinação dos coeficientes da fórmula química dos RSU biodegradáveis.....	155
Tabela 5.7 – Taxa específica teórica de gás de AS em função da velocidade de biodegradação.....	157
Tabela 6.1 – Plano experimental. Objectivos.....	161
Tabela 6.2 – Categorias dos resíduos para efeito de caracterização (projecto Modecom, França, UE).....	166
Tabela 6.3 - Equipamento utilizado para a execução das análises físico-químicas.....	184
Tabela 6.4 - Dados gerais na execução das análises microbiológicas.....	186

Tabela 7.1 – Movimento de resíduos nos últimos 10 anos no aterro de Matosinhos (ton).....	190
Tabela 7.2 – Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 1	194
Tabela 7.3 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 2.....	195
Tabela 7.4 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 3.....	195
Tabela 7.5 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 4.....	196
Tabela 7.6 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 5.....	196
Tabela 7.7 Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 1	201
Tabela 7.8 – Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 2.....	201
Tabela 7.9 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 3.....	202
Tabela 7.10 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 4	202
Tabela 7.11 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 5	203
Tabela 7.12 – Evolução dos ácidos húmicos nas amostras de resíduos	205
Tabela 7.13 – Evolução da celulose bruta ao longo da profundidade	207
Tabela 7.14 – Valores dos SV nas amostras integrais e nas amostras da fracção fina	209
Tabela 7.15 – Azoto Total	213
Tabela 7.16 – Razões C/N observados nas amostras recolhidas no aterro	214
Tabela 7.17 – Evolução do teor de humidade nas amostras por profundidade	216
Tabela 7.18 - Evolução do teor de humidade da fracção fina por profundidade.....	217
Tabela 7.19 – Resultados analíticos do 1º semestre de 1999 na ETL-piloto. Série de lagoas com arejamento superficial.....	225
Tabela 7.20 - Resultados analíticos do 2º semestre de 1999 na ETL-piloto. Série de lagoas intercaladas com um biofiltro.....	226
Tabela 7.21 - Resultados analíticos do 1º semestre de 2000 na ETL-piloto com oxigénio puro	227
Tabela 7.22 - Resultados analíticos do 2º semestre de 2000 na ETL-piloto.....	228
Tabela 7.23 Caracterização dos lixiviados na ETL na fase de arranque (1997) e valores da literatura	237
Tabela 7.24 - Resultados analíticos referentes à 1ª série experimental com arejamento superficial e valores da literatura	238
Tabela 7.25 – Resultados analíticos referentes ao 1º semestre de 1999. Arejamento superficial e valores da literatura.....	239
Tabela 7.26 - Resultados analíticos referentes ao 2º semestre de 1999. Arejamento superficial e valores da literatura	240
Tabela 7.27 - Resultados analíticos do 1º semestre de 2000. Arejamento por difusão de oxigénio puro e valores da literatura ..	241
Tabela 7.28 - Resultados analíticos do 2º semestre de 2000. Arejamento por difusão de oxigénio puro e valores da literatura ..	242
Tabela 7.29 - Resultados analíticos referentes a 2002. Arejamento superficial e valores da literatura.....	243
Tabela 7.30 - Resultados analíticos referentes a 2003. Arejamento superficial e valores da literatura.....	244
Tabela 7.31 - Comparação dos Microrganismos Encontrados em Esgotos e na ETL de Matosinhos.....	253
Tabela 7.32 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (1999)	259
Tabela 7.33 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2000)	260
Tabela 7.34 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2001)	261
Tabela 7.35 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2002)	262
Tabela 7.36 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2003)	263
Tabela 7.37 – Produção de biogás no AS de Matosinhos. Comparação de modelos com medição de campo	270
Tabela 7.38 – Estimativa do potencial energético contido nos RSU de Matosinhos.....	272
Tabela 7.39 – Tabela com previsão de produção de biogás por kg de material degradado biologicamente em condições óptimas e para o caso de Matosinhos.....	273
Tabela 7.40 – Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro A.....	276
Tabela 7.41 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro B.....	277
Tabela 7.42 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro C.....	278
Tabela 7.43 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro D.....	279

NOMENCLATURA

Símbolos

CaCO₃ - carbonato de cálcio

CBO₅ - carência bioquímica de oxigénio a 5 dias e 20°C

COT - carbono orgânico total

COO - carbono orgânico oxidável

CO₂ - dióxido de carbono

COV - compostos orgânicos voláteis

CQO - carência química de oxigénio

CFC - clorofluorcarbonetos

CH₃COOH - ácido acético

CH₃OH - metanol

CH₄ - metano

C/N - razão carbono/azoto

δ - massa específica

E_p - evapotranspiração potencial

FC - field capacity

γ - constante empírica adimensional relativa às características dos resíduos

H₂S - sulfureto de hidrogénio

H(%) - teor de humidade dos resíduos

h, z - altura de lixiviado na camada drenante do aterro

L - metade da distância entre drenos paralelos

MOT - matéria orgânica total

mM - massa molecular

NH₄⁺ - ião amónio

N₂ - azoto gasoso

NO₃⁻ - ião nitrato

NO₂⁻ - ião nitrito

N_{kj} - azoto Kjeldhal

P-PO₄³⁻ - fósforo associado aos fosfatos

PCB - policlorobifenilos

pH - concentração logarítmica do ião hidrogénio

k - condutividade hidráulica

q - caudal de infiltração

q_i - caudal unitário
 ρ - Massa volúmica do lixiviado
 SO_2 - dióxido de enxofre
SS - sólidos em suspensão
SV - sólidos voláteis
SST - sólidos em suspensão totais
ST - sólidos totais
STV - sólidos totais voláteis
 θ - ângulo do plano de inclinação do fundo dos alvéolos para o dreno
 θ_i - teor de humidade volúmica numa camada de resíduos
 θ_s - teor de humidade volúmica saturada numa camada de resíduos
T - temperatura

Abreviaturas

AcHu - teor em ácidos húmicos
AS - Aterro sanitário
AEA - Agência europeia do ambiente
DL - Decreto-lei
EPA - Environmental Protection Agency, dos Estados Unidos
ESTG - Escola Superior de Tecnologia e Gestão
ETL - Estação de tratamento de lixiviados
HELP - Modelo de previsão de lixiviados da USEPA
IPVC - Instituto Politécnico de Viana do Castelo
Inf D - amostra de lixiviado recolhida na Lagoa em profundidade de dia
Inf N - amostra de lixiviado recolhida na Lagoa em profundidade de noite
LandGEM - Modelode previsão de biogás da USEPA
LB - lentamente biodegradável
MCOTA - Ministério das cidades, ordenamento do território e ambiente
MCR - matagais de curta rotação
NMP - número mais provável de microrganismos em efluentes
OD - oxigénio puro
PAA -Programa de acção em matéria de ambiente da UE
PEAD- Polietileno de alta densidade
PER - Lista europeia de resíduos
Sup D - amostra de lixiviado recolhida à superfície de dia
Sup N - amostra de lixiviado recolhida à superfície de noite

PERSU - Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos

RSU - Resíduos sólidos urbanos

RUB - Resíduos urbanos biodegradáveis

RB - rapidamente biodegradável

UE -União Europeia

VMA -valor máximo admissível

VLR - valor limite recomendável

AGRADECIMENTOS

A concretização dum trabalho de investigação com aplicação prática num meio “hostil”, como é um aterro sanitário, desde a recuperação de uma antiga lixeira até ao seu pleno funcionamento, durante vários anos, envolve diversas entidades, públicas e privadas, e muitas pessoas. Pela sua natureza multidisciplinar, este trabalho só foi possível graças a valiosas contribuições que gostaria de evidenciar, expressando o meu profundo reconhecimento.

Ao Prof. Doutor J. M. Pereira Vieira, pela sua sábia orientação e muita compreensão nos meus desvios para funções que assumi fora do âmbito da investigação. Pelos meios que sempre colocou à minha disposição e sua total disponibilidade e paciência na orientação meticulosa, aconselhamento e grande amizade que ajudaram a definir e a balizar tão vasto campo de trabalho se tornaram determinantes para a finalização deste trabalho, o meu reconhecimento e a minha gratidão.

Ao Prof. Doutor João Tinôco Pereira Neto, pela amizade e persistência nos conselhos para o cumprimento de objectivos e as longas conversas sobre o rumo que deveriam ter, o meu reconhecimento.

Ao Instituto Politécnico de Viana do Castelo (IPVC), na pessoa do seu Presidente e do Presidente da Escola Superior de Tecnologia e Gestão (ESTG), respectivamente, Prof. Doutor Lima de Carvalho e Prof. Doutor Carlos Rodrigues, agradeço o encorajamento e facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

À SERURB, concessionária da exploração da ETRSU de Matosinhos nas pessoas do Eng^o Paulo Campilho e Dr. Luis Oliveira, pelo apoio e suporte que permitiram enriquecer este trabalho, o meu reconhecimento. Aos técnicos que me auxiliaram ao longo destes anos na amostragem e na realização de ensaios, sou eternamente grato.

À Câmara Municipal de Matosinhos e ao seu Presidente Sr. Narciso Miranda, o meu obrigado pelas facilidades consentidas para desenvolver estudos ao longo de um período tão longo e para instalar equipamentos com o único objectivo de investigar, o meu agradecimento.

À empresa Ar Líquido SA e ao Eng^o Nuno Póvoas pelo apoio dado com o fornecimento de oxigénio puro e dos equipamentos para difusão no interior da lagoa da ETL de Matosinhos, o meu agradecimento.

Finalmente, gostaria de agradecer à Prof. Doutora Cecília Leão o incentivo e facilidades dadas para a formação na área da microbiologia; às amigas Doritt Schuller e Élia Fernandes, companheiras de laboratório, respectivamente de microbiologia e de química, com quem muito aprendi, permitindo que um engenheiro civil se autonomizasse naqueles laboratórios. Ao Sr. Gonçalves, do Laboratório de Mecânica dos Solos da Universidade do Minho, pela inestimável ajuda na extracção das amostras de resíduos no aterro e à Marta Dias, do laboratório de resíduos da ESTG pelo contributo na fase final da última campanha de amostragem, também o meu reconhecimento.

Aos diversos colegas e funcionários do IPVC e da ESTG com a sua generosa ajuda, o meu reconhecimento.

Aos meus pais, e irmãos de sangue e de afinidade, aos meus sogros e sobrinhos, pelo carinho e incentivos que sempre me dedicaram.

Muito em especial, aos meus filhos Telmo e Ana Carolina, por já se terem habituado a períodos de ausência e distância, mas também pela sua ajuda em passar tantas tabelas de resultados, que constituiu uma ajuda inestimável e carinhosa, o meu carinhoso obrigado. À minha mulher Maria Teresa, pelo companheirismo, solidariedade e amor com que vem suportando e compreendendo a dedicação a este tipo de trabalho, que já não é de agora.

RESUMO

A disposição de resíduos em aterros sanitários continuará a ser uma solução importante em qualquer estratégia de gestão de resíduos. Em Portugal foram construídos 37 modernos aterros sanitários e a breve trecho seguir-se-á uma segunda geração destas estruturas sanitárias, concretizando um investimento avultado para satisfazer os objectivos preconizados pela legislação em vigor.

Outras formas de tratamento de resíduos, como a incineração, a compostagem e a digestão anaeróbia da fracção orgânica dos resíduos sólidos, constituem formas de valorização de crescente importância nas políticas de gestão integrada de resíduos sólidos, com benefícios económicos e ambientais. No entanto, quaisquer dos processos de tratamento de resíduos pressupõe a existência de um aterro sanitário para o destino final dos rejeitos produzidos.

O presente trabalho teve como objectivo aprofundar conhecimentos nos complexos mecanismos de estabilização de resíduos em aterro de modo a contribuir para a identificação de problemas relacionados com a sua concepção, operação e encerramento e estabelecer metodologias para o controlo do processo, envolvendo os procedimentos operacionais e as técnicas analíticas mais adequadas ao efectivo controlo dos parâmetros operacionais.

Pelas suas características especiais (encerramento de lixeira e reabilitação para aterro sanitário) o aterro municipal da cidade de Matosinhos foi escolhido para estudo operacional no âmbito do presente trabalho. Os resíduos sólidos depositados no aterro foram monitorizados ao longo do tempo, realizando-se campanhas de caracterização e campanhas de extracção de amostras “in situ” ao longo do perfil da massa de resíduos. A drenagem de lixiviados e a monitorização do biogás produzido foram estudados ao longo do período de investigação no sentido de se estabelecerem relações entre a degradação e estabilização dos resíduos sólidos com as condições geometeorológicas prevalentes.

Usaram-se técnicas quer rotineiras quer não tradicionais para a avaliação das três fases prevalentes num aterro sanitário: sólida, líquida e gasosa. Na fase sólida foram caracterizados quantitativa e qualitativamente a massa de resíduos depositados ao longo de um perfil em profundidade até ao máximo de 17 metros para analisar a sua degradação ao longo do tempo. Na

fase líquida foram realizados ensaios laboratoriais e de campo, incluindo a instalação de uma estação de tratamento de lixiviados piloto, no sentido de avaliar em termos de qualidade e de quantidade a evolução da formação de lixiviados no aterro sanitário e determinar a eficiência de diferentes esquemas de tratamento. Na fase gasosa caracterizou-se qualitativa e quantitativamente o biogás produzido ao longo do tempo.

Com o objectivo de simular condições de envelhecimento dos resíduos depositados, desenvolveu-se um modelo matemático de previsão de quantidade de lixiviado produzido e de geração de biogás que permite estimar o tempo de estabilização dos resíduos em aterro.

Dos resultados obtidos podem estabelecer-se relações de dependência entre a formação de emissões líquidas e gasosas com as condições meteorológicas (pluviosidade, evapotranspiração e temperatura), com as características e localização em profundidade dos resíduos e com as condições de operacionalidade entre outros factores.

Das conclusões do tratamento ressalta o grande interesse em conhecer e dominar os mecanismos de degradação dos resíduos aterrados, de forma a estabelecerem-se condições operacionais em aterro, para o planeamento e execução de barreiras de protecção à contaminação ambiental, provocada pelas emissões produzidas.

ABSTRACT

Solid waste disposal in sanitary landfill constitutes an important solution for solid waste management strategies worldwide. Recently, 37 modern sanitary landfills had been built in Portugal and it is anticipated that a second generation of this type of sanitary structures, with a huge amount of investment, will be materialized in order to fulfill legislation compliances.

Sanitary landfill is one of the sanitary technologies that have experienced more technical and scientific progresses in the last decades, but, despite of that, still remain a lot of problems in many facilities due to lack of knowledge about solid waste degradation processes and liquid and gaseous emissions migration to the environment.

The objective of this research work was to study the complex mechanisms of solid waste stabilization in sanitary landfills in order to identify problems related to its design, operation and closure. For this purpose a comprehensive field and laboratory framework was established, that included a monitoring, sampling and analytical program, setting a case study in the sanitary landfill of the Portuguese northern city of Matosinhos.

The three phases in a sanitary landfill (solid, liquid and gaseous) were characterized in terms of qualitative and quantitative parameters, so that, it was possible to assess the leachate and biogas formation related to the solid waste biodegradation.

A mathematical model was developed for predict the solid waste age in function of the quantity and quality of leachate and biogas production.

Some key factors were found to be sensitive in emissions formation, namely operational and meteorological (pluviosity, temperature) conditions.

It was concluded, from this work, that biodegradation of solid waste in sanitary landfills include very complex mechanisms and their deep knowledge is a sine qua non condition for implementation of adequate protection barrier systems in order to protect soil, water, and air from the emissions produced.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da produção de resíduos sólidos tem sido uma característica intrínseca das comunidades humanas actuais, cujas consequências, de difícil gestão, não páram de crescer. Hoje, mais do que nunca, urge não perder mais tempo e enfrentar esta realidade com políticas adequadas de modo a garantir um desenvolvimento sustentável, atenuando as graves disfunções ambientais que o problema acarreta.

Com efeito, o problema patentado pelos resíduos sólidos urbanos (RSU) como consequência das suas implicações sobre a degradação ambiental e o esgotamento dos recursos naturais torna essencial a busca de soluções adequadas sob o ponto de vista ambiental e social. A geração de resíduos sólidos pela sociedade repercute-se num claro tripé ambiental: contaminação difusa, desperdício de recursos naturais e necessidade de amplos espaços para a sua disposição final.

Na Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento de 1992 (Eco92 do Rio de Janeiro, ou a Cimeira da Terra) foi adoptada uma Declaração de Princípios (Agenda 21), onde, no seu capítulo 21, se dá ênfase a: (i) minimização da geração de resíduos; (ii) maximização da reutilização e reciclagem de resíduos com um enfoque ambiental; (iii) estímulo ao tratamento e disposição dos resíduos de modo ambientalmente adequado; e (iv) universalização da cobertura dos serviços de resíduos.

Acresce referir que a Directiva 1999/31/CE do Conselho da União Europeia relativa à disposição de RSU em aterros (geralmente conhecida como Directiva Aterros) define metas temporais de admissão de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) em aterros sanitários, reportando-se aos valores produzidos em 1995, que implicam em políticas de valorização da fracção destes resíduos não admitidos em aterro, calendarizadas do seguinte modo:

- Janeiro de 2006: permissão de 75% do valor dos RUB produzidos em 1995;
- Janeiro de 2009: permissão de 50% do valor dos RUB produzidos em 1995;
- Janeiro de 2016: permissão de 35% do valor dos RUB produzidos em 1995.

Segundo dados do Instituto dos Resíduos (INR), referentes a 2003, Portugal produz, em média, cerca de 1210 g/hab/dia de resíduos sólidos urbanos, dos quais cerca de 58% são orgânicos biodegradáveis (fermentáveis – restos alimentares e verdes de jardins; e papel e cartão). A maior parte dos RSU são tratados por confinamento em aterro sanitário (74%) ou por incineração (cerca de 22%).

É sabido que nos aterros, em condições favoráveis de humidade e temperatura, produzem-se emissões potencialmente poluentes (líquidas e gasosas), provenientes da degradação da matéria orgânica aí depositada.

Num quadro em que o equacionamento integrado dos resíduos sólidos urbanos é um imperativo estratégico de preservação ambiental e dos recursos naturais, constituindo prioridade nas políticas nacional e europeia, para além de ser uma recomendação da Organização das Nações Unidas (ONU), a compostagem, a par da digestão anaeróbia, constituem soluções técnicas adequadas à degradação da fracção orgânica dos resíduos. O facto desta fracção ser superior a 50%, na maior parte do território nacional, sugere que a sua reciclagem por via biológica seja uma solução a contemplar, contribuindo para a eliminação de poluição potencial, ao mesmo tempo que permite a produção energética e um composto estabilizado e de grande valor aplicável no melhoramento e condicionamento de solos.

Embora se reconheça a necessidade de redução da matéria orgânica, a grande maioria dos aterros sanitários, ao longo do País, tem recebido a totalidade dos RSU gerados, impondo-se, pelas razões aduzidas, a compreensão dos mecanismos de degradação das massas de resíduos e da produção e transporte de emissões poluentes.

O presente trabalho teve como objectivo geral desenvolver conhecimento sobre os complexos processos de degradação que se registam na massa de resíduos depositados em aterros sanitários, considerando que soluções de concepção, construção e operação muito podem beneficiar de um aprofundado conhecimento dos mecanismos de transformação dos resíduos depositados naquelas infra-estruturas sanitárias.

A investigação desenvolvida envolveu um extenso trabalho experimental de campo e laboratorial com objectivos específicos de criação de conhecimento nos seguintes domínios:

- Mecanismos de estabilização dos resíduos depositados;
- Eficiência de processos de tratamento biológico de lixiviados;
- Condições ambientais e operacionais da formação de emissões líquidas e gasosas;
- Modelação da geração de lixiviados e biogás no aterro;
- Avaliação global do aterro como infra-estrutura sanitária.

Após o desenvolvimento de vários trabalhos em aterro sanitário e tendo em conta experiências realizadas a nível internacional, constata-se que o conhecimento dos mecanismos de degradação das massas de resíduos depositadas constitui um elemento decisivo para que estas infra-estruturas sanitárias beneficiem de suporte técnico e científico para o seu planeamento e operação adequados.

No âmbito da melhoria de indicadores de parâmetros ambientais relacionados com a disposição final de resíduos sólidos, foi estabelecido pelo Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), em 1995, o encerramento de todas as lixeiras e a construção de aterros sanitários, cobrindo todo o território nacional português.

A exemplo de tantos outros municípios, Matosinhos estabeleceu como política para os resíduos sólidos urbanos, o encerramento e a reabilitação ambiental da sua lixeira, em 1994 e a construção de um aterro sanitário em terrenos adjacentes. Abriu-se, assim, uma oportunidade científica única para se desenvolverem estudos de investigação sobre a degradação de resíduos sólidos, com a concomitante produção de emissões poluentes (líquidas e gasosas), em condições ambientais diferentes: resíduos da antiga lixeira e do novo aterro sanitário.

O presente trabalho pretendeu, dentro das normais restrições de tempo e de meios técnicos e laboratoriais disponíveis, ir tão longe quanto possível no estudo de mecanismos que estão

presentes na degradação de resíduos sólidos em aterro sanitário com diferentes idades e formas técnicas de disposição.

Para tal, foi planeado e desenvolvido um amplo programa de amostragem e monitorização às três fases dos resíduos no aterro sanitário objecto de estudo, que permitiu a obtenção de um grande e interessante conjunto de resultados que serviram de base à avaliação dos processos físicos, químicos e biológicos envolvidos.

A organização do trabalho está feita em oito capítulos, que, para além do presente, se descrevem sinteticamente a seguir:

No Capítulo 2 perspectiva-se a questão dos resíduos sólidos à luz dos grandes desafios das sociedades modernas. A produção de resíduos e a sua gestão estão intimamente relacionadas com o modelo de sociedade em que vivemos. São equacionados os enquadramentos legais, nacionais e da União Europeia, bem como o PERSU, instrumento legal que tem permitido grandes avanços na adopção das soluções modernas que Portugal usufrui, actualmente.

No Capítulo 3 faz-se uma abordagem à solução tecnológica aterro sanitário, abordando, de forma genérica, as suas características e os princípios de uma gestão com preocupações de índole de preservação do ambiente e dos recursos naturais, incluindo conceitos de múltiplas barreiras, de prevenção e de cuidados pós encerramento. Abordam-se os mecanismos de biodegradação e as suas etapas, decompositores e emissões geradas.

No Capítulo 4 são descritos os aspectos práticos das condições hidráulicas da drenagem de lixiviados nos aterros, metodologias de previsão dos caudais afluentes e equações que governam o movimento dos líquidos no meio anisotrópico dos resíduos. Faz-se uma breve descrição de processos de tratamento de lixiviados, caracterizando-os sob os pontos de vista quantitativo e qualitativo. Faz-se, ainda, uma resenha dos aspectos técnicos das barreiras a criar para prevenir emissões poluentes no ambiente.

No Capítulo 5 apresenta-se o caso de estudo da disposição final de resíduos em Matosinhos, focando-se a problemática da reabilitação da lixeira municipal e as técnicas de construção usadas para a sua transformação em aterro sanitário. Faz-se a descrição da

metodologia adoptada na construção do modelo matemático desenvolvido neste trabalho, descrevendo-se o respectivo fluxograma de cálculo e os dados necessários para o seu funcionamento.

No Capítulo 6 descreve-se a metodologia experimental adoptada, com referência aos materiais e métodos laboratoriais usados, bem como aos procedimentos de amostragem das três fases: sólida, líquida e gasosa.

No Capítulo 7 apresentam-se os resultados obtidos e discutem-se os seus aspectos considerados mais importantes. Esta abordagem é realizada analisando-se as três fases presentes no aterro. Os resultados estão organizados em tabelas e gráficos ilustrativos que demonstram os diversos fenómenos que ocorreram no aterro. Relativamente à fase sólida, faz-se uma caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos presentes no aterro de Matosinhos, bem como a evolução destes em profundidade, através de parâmetros representativos da sua degradação. Neste capítulo é estabelecida uma relação de eficiência da degradação com alguns parâmetros recolhidos ao longo do tempo por avaliação analítica. Em relação à fase líquida, são apresentados caudais afluentes e eficiências de tratamento na estação de tratamento de lixiviados, através da evolução de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. São ainda apresentados e discutidos resultados dos tratamentos em estação piloto experimental desenhada e instalada para o efeito. Apresentam-se também eficiências de métodos de tratamento alternativos nos sistemas às escalas real e piloto. Quanto à fase gasosa, apresentam-se medições de campo, caracterizando os aspectos quantitativos e qualitativos do biogás produzido e recolhido pelo sistema de drenagem. Apresentam-se os resultados obtidos da aplicação do modelo matemático ao aterro de Matosinhos, confrontando-os com resultados obtidos a partir de outros modelos da literatura e com dados de campo. Apresentam-se resultados da monitorização realizada no aterro com vista à avaliação da sua protecção ambiental.

Finalmente, no Capítulo 8 apresentam-se as principais conclusões e sugestões para o prosseguimento da investigação iniciada neste trabalho.

2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UM PROBLEMA DAS SOCIEDADES MODERNAS

2.1 A SOCIEDADE E A PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A interacção do homem com a natureza torna-o potencial poluidor do ambiente de que depende, pois a actividade humana, através de emissões líquidas, sólidas ou gasosas, contribui para a poluição da água, do ar e do solo do nosso planeta. No entanto, isto não significa uma fatalidade de inevitável deterioração da qualidade de vida, uma vez que o homem pode deitar mão a mecanismos de prevenção e de actuação que podem minorar aqueles efeitos.

Na realidade, a aplicação de legislação cada vez mais exigente, a educação ambiental que vem sensibilizando a opinião pública para estas questões, o avanço tecnológico de métodos correctivos, a par de vontade política dos governos para delinear e fazer aplicar as necessárias políticas, constituem instrumentos decisivos para um controlo mais efectivo desta situação.

A crise do petróleo, na década de 70, veio demonstrar que muitos dos recursos naturais disponíveis não são inesgotáveis e, por isso, haveria que se equacionar o modelo industrial de produção e desenvolvimento.

Mais de três décadas volvidas sobre a crise petrolífera, novos e preocupantes problemas confrontam o planeta com grandes desafios a vencer, sendo a preservação do ambiente o mais importante a equacionar, sob pena de se comprometer o futuro da vida na Terra. De facto, o lançamento na atmosfera de enormes quantidades de CO_2 , SO_2 , CFC e PCB , a poluição das águas de rios, lagos, mares e águas subterrâneas (devido ao lançamento nas águas receptoras de águas residuais domésticas e industriais e provenientes da actividade agro-pecuária), a erosão dos solos, a desertificação crescente, o desaparecimento de florestas vitimadas por chuvas ácidas e o crescimento exponencial da produção de resíduos sólidos, constituem novos desafios que exigem equacionamento e urgente resolução.

A produção de resíduos sólidos apresenta grandes disparidades, variando tanto a nível dos vários países do mundo, como, dentro de cada país, de região para região onde a assimetria é evidente. Em 2003, a produção média de resíduos na União Europeia (UE) era de 1.6 kg/hab/dia; nos EUA há regiões cuja produção ronda os 3 kg/hab/dia, tal como no Japão. Os países mais pobres têm uma produção muito menor (0,35 – 0,45 kg/hab/dia).

De acordo com a legislação europeia, entende-se como resíduos quaisquer substâncias ou objectos abrangidos pelas categorias fixadas no anexo I da Directiva 75/442/CEE (UE, 1975), de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer. Definição transposta para o ordenamento jurídico nacional através do DL 239/97 (Portugal, 1997).

Esta definição é aparentemente simples, porém a variedade e complexidade das características dos materiais que constituem os resíduos nem sempre foi objecto do mesmo entendimento na sua classificação nos vários Estados Membros. Foi com esse objectivo de uniformização de critérios de classificação de resíduos que a União Europeia aprovou uma primeira listagem de resíduos, designada por Catálogo Europeu de Resíduos, através da Decisão 94/3/CE, em conformidade com a alínea a) do artigo 1.º da Directiva 75/442/CEE do Conselho, que obrigava a elaboração, o mais tardar até 1 de Abril de 1993, de uma lista dos resíduos pertencentes às categorias constantes do anexo I da Directiva, devendo ser reanalisada periodicamente e, se necessário, revista de acordo com o mesmo procedimento.

Os resíduos perigosos mereceram a Decisão 94/904/CE do Conselho como forma de estabelecer uma ordem na classificação. No entanto, a dinâmica da variabilidade destes resíduos impôs redefinições e classificação de alguns dos resíduos por notificação de Estados Membros, tendo a Comissão Europeia aprovado a Decisão nº 2000/532/CE, que revoga as anteriores, estabelecendo uma lista de resíduos, denominada Lista Europeia de Resíduos (LER), com modificações pelas Decisões do Conselho 2001/118/CEE, 2001/119/CEE e 2001/573/CEE. Ou seja, quase 30 anos após a publicação da Directiva que lhe deu origem, no sentido de se sistematizar a classificação dos resíduos na União Europeia, há um instrumento que agrupa os resíduos em 20 categorias principais (capítulos). O DL 152/2002, que transpõe a Directiva 1999/31/CE, define os resíduos de

acordo as suas *características* em perigosos, não perigosos e inertes, e com a sua *origem* em doméstico, público, comercial, industrial, hospitalar, etc. (Figura 2.1).

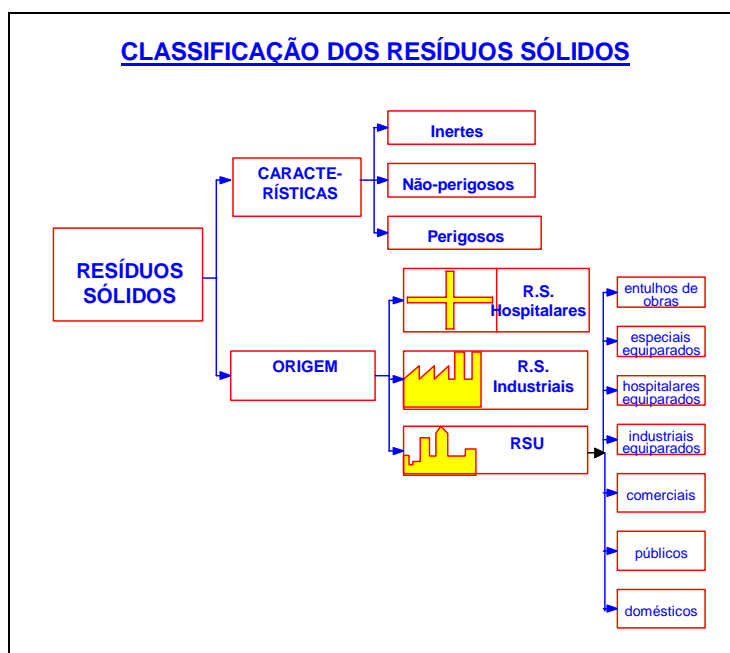


Figura 2.1 - Esquema com a classificação dos resíduos sólidos

Os resíduos perigosos são reconhecidos pelos seus efeitos sobre o ambiente, pessoas e animais, designadamente, o poder de *explosão*; *combustibilidade*; *inflamabilidade*; *nocividade* para a saúde por inalação ingestão ou penetração cutânea; *irritabilidade*; *toxicidade*; *características carcinogénicas e/ou infecciosas*; *corrosividade*; *teratogenicidade e mutagenicidade*; entre outros (Anexo III da Directiva 91/689/CE relativa aos resíduos perigosos).

Resíduos inertes são aqueles que, quando depositados em aterro, não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas importantes, e que satisfazem as características do eluato (solução obtida no ensaio de lixiviação em laboratório) definidas nos "Critérios e processos de admissão dos resíduos".

Por sua vez, resíduos não perigosos são aqueles cuja concentração de eluato se situa numa gama entre o valor estipulado para os resíduos inertes e o valor mínimo fixado para os resíduos perigosos nos "critérios e processos de admissão dos resíduos" e não abrangidos no nº1. Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são classificados neste grupo de resíduos.

Em termos de estabilização da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) constata-se que os objectivos estabelecidos no 5.º Programa de Acção em Matéria de Ambiente (PAA) da União Europeia (meta de 300 kg/hab/ano), não foram cumpridos, verificando-se mesmo, em média, um crescimento constante da produção de resíduos por habitante europeu. De facto, passou-se de uma produção média anual *per capita* de 300 kg, em 1985, para uma produção média de 580 kg em 2003, Estes números significam que, em apenas 18 anos, a quantidade de resíduos produzidos por habitante da UE quase duplicou (A.E.A., 2002; C.E., 2003). Mesmo na UE com 25 países membros, a produção média de RSU é superior a 500 kg/hab/ano (Figura 2.2).

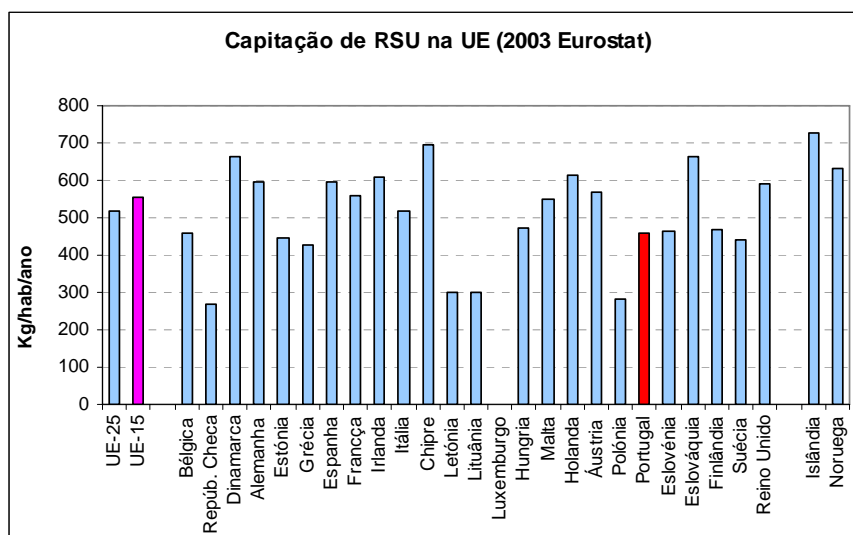


Figura 2.2 – Capitação média de RSU *per capita* na UE (2003) Eurostat

Em Portugal, a capitação de RSU é maior nos centros populacionais mais importantes e populosos e menor no interior, com intervalos de variação entre 780 – 900 g/hab/dia em Trás-os-Montes, Baixo Tâmega, Cova da Beira e Minho e cerca de 1500 g/hab/dia, nas áreas metropolitanas de Lisboa e Porto, com tendências para que as menores produções sofram um incremento.

Apresenta-se na Figura 2.3 a capitação média de RSU em Portugal por Região para os anos de 2001 e 2002, que evidencia a tendência para um incremento generalizado na produção e onde são vincadas as assimetrias entre o litoral e o interior e o entre centros de diferentes dimensões populacionais.

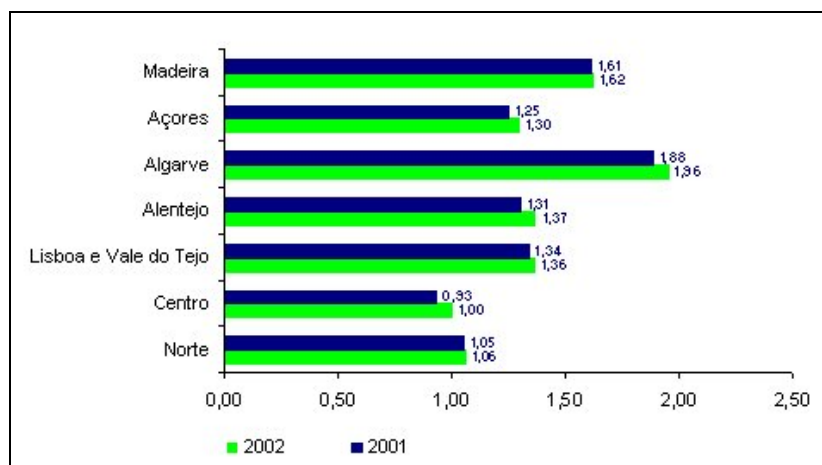


Figura 2.3 – Capitação de RSU em Portugal por Região em kg/hab/dia (INR)

O 6º Programa de Acção em Matéria de Ambiente (PAA) da União Europeia, para 2000-2010, dá uma ênfase particular ao papel da prevenção na gestão de resíduos e recursos através de uma maior eficiência na sua utilização, a fim de assegurar padrões de produção e de consumo mais sustentáveis (Artº 1º - âmbito de aplicação do Programa e artº 2º - Princípios e finalidades gerais) (CEE, 2001; CEE, 2002), ou seja, dissociar do crescimento económico o crescimento da utilização de recursos e de resíduos, como acontece num pequeno número de países, o que significa desmaterializar a economia (Antunes Pereira, 2004).

Em matéria de destino final a dar aos RSU, a disposição em aterros continua a ser o principal método de eliminação, representando cerca de 57% do destino final no final da década de 90 na União Europeia (CEE, 2002). Este número indica que não é só o princípio da prevenção que está longe de ser cumprido, como também a própria prioridade dada à reciclagem está ainda longe de atingir as proporções esperadas e necessárias, pese embora um certo paradoxo que se possa estabelecer entre os objectivos e as correspondentes políticas, designadamente o facto de se jogar quase toda a responsabilidade para a reciclagem no papel de eliminação do desperdícios (Matthews *et al.*, 2000; Bringezu, 2002; Pereira, 2004).

Em Portugal, o panorama actual relativamente às soluções de destino final dos resíduos por região, no Continente e nas Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, é a que se reproduz na Figura 2.4 onde se pode constatar que o aterro sanitário é a solução prevalecente na generalidade do território e a incineração constitui uma solução para os RSU das áreas metropolitanas de Lisboa e do Porto e da Ilha da Madeira.

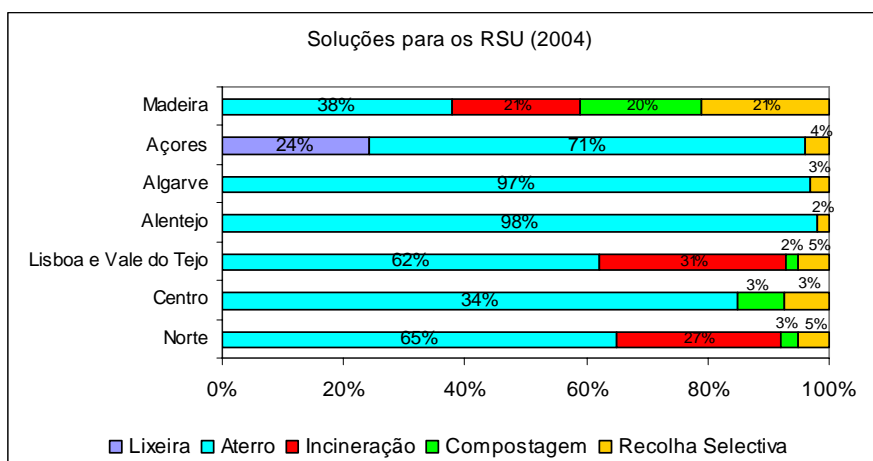


Figura 2.4 - Destino dos resíduos sólidos urbanos em Portugal por região, 2004

2.2 OS DESAFIOS DO NOVO ENQUADRAMENTO LEGAL

2.2.1 Legislação sobre resíduos

Na Tabela 2.1 apresenta-se um resumo da principal legislação sobre resíduos sólidos em vigor em Portugal, a maioria como consequência da transposição para a ordem jurídica nacional de dispositivos da União Europeia relativos a resíduos. Destaca-se a Lei-Quadro a que ficam sujeitos os resíduos, a legislação sobre as instalações de armazenagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos. Também é referenciada a legislação sobre transporte de resíduos e sobre fluxos prioritários de resíduos.

Tabela 2.1 – Principal legislação de resíduos em Portugal

Objecto	Instrumento legal nacional
Lei-Quadro	
Estabelece as regras a que fica sujeita a gestão de resíduos	Decreto-Lei N.º 239/97, de 9 de Setembro
Instalações de armazenagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos	
Autorização prévia das operações com resíduos	Portaria N.º 961/98, de 10 de Novembro
Licença Ambiental	Decreto-Lei N.º 194/2000, de 21 de Agosto
Aterros de resíduos	Decreto-Lei N.º 152/2002, de 23 de Maio, transpõe a Directiva 1999/31/CE
Transporte de Resíduos	
Transporte de resíduos dentro do território nacional	Portaria N.º 335/97, de 16 de Maio
Movimento transfronteiriço de resíduos	Regulamento N.º 259/93 do Conselho, de 1 de Fevereiro
Fluxos prioritários de resíduos	
Embalagens e resíduos de embalagens	Decreto-Lei N.º 366-A/97, de 20 de Dezembro, transpõe a Directiva 94/62/CE Decreto-Lei N.º 162/2000, de 27 de Julho, altera artº 4º e 6º do DL nº 366-A/97
Óleos usados	Decreto-Lei N.º 153/2003, de 11 de Julho
Veículos em fim de vida	Decreto-Lei N.º 196/2003, de 23 de Agosto
Pneus usados	Decreto-Lei N.º 111/2001, de 6 de Abril Decreto-Lei N.º 43/2004, de 2 de Março
Pilhas e acumuladores	Decreto-Lei N.º 62/2001, de 19 de Fevereiro
Resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos	Decreto-Lei N.º 20/2002, de 30 de Janeiro

2.2.2 PERSU (1997-2005)

A situação portuguesa em 1995, no que se refere a resíduos sólidos, era caracterizada por total incumprimento dos mais elementares requisitos de preservação ambiental, sobressaindo a lixeira (76%) e vazadouros “controlados” (14%) como a forma mais generalizada de disposição final de RSU.

Foi neste quadro que surgiu o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), aprovado pelo governo português em 1997, depois de ter sido preparado por uma Comissão nomeada para o efeito e presidida pelo Prof. Lobato de Faria. O Plano surgiu inserido no contexto da Directiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho, que estabelece a obrigatoriedade dos Estados Membros elaborarem um ou mais planos de gestão de resíduos, cujos principais objectivos são o cumprimento das medidas de prevenção e de valorização dos mesmos.

A caracterização do estado de referência foi feita com os dados disponíveis, apesar de pouco fiáveis, designadamente a produção de RSU, resumidos na Tabela 2.2, apostando numa taxa de crescimento de 3% ao ano.

Tabela 2.2 – Dados de base referentes a RSU em Portugal (1995)

Situação de Referência em Portugal (1995)		
	ton/ano	%
Total produção RSU (Continente)	3 340 000	-
Reciclagem de vidro	90 952	2.70%
Reciclagem papel/cartão	33 400	1%
Compostagem	299 190	9%
Estimativa de outras reciclagens	-	0.30%

Assim, o PERSU fundou-se em princípios estratégicos da União Europeia para o sector com a aplicação de uma hierarquia de princípios encabeçados pela prevenção (redução e reutilização), seguidos da valorização (reciclagem e recuperação) e, finalmente, pelo confinamento técnico adequado. O PERSU rompia com o tradicional modelo de gestão individual municipal e passava-se para um modelo de "gestão integrada", a nível nacional, ou seja, evoluía-se de um sistema individual baseado na "Política de Saneamento Básico" para uma política específica de RSU, com sistemas geridos por entidades de exploração multi e intermunicipais, dos sectores público e privado.

A caracterização do estado de valorização dos RSU contemplou cinco fileiras (materiais fermentáveis, vidro, papel e cartão, plásticos e metais) e nove fluxos (embalagens, pilhas e acumuladores, óleos usados, pneus usados, veículos fora de uso, resíduos de construção e demolição (RCD), equipamento eléctrico e electrónico (EEE), lamas das estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e pequenas quantidades de resíduos potencialmente perigosos (PQRPP).

As principais directrizes do PERSU apontavam para:

- O encerramento de todas as lixeiras e respectiva recuperação ambiental;
- A construção das infra-estruturas para o tratamento de RSU;
- O reforço da recolha selectiva e da reciclagem multimaterial;
- O alcance de metas para os horizontes temporais de 2000 e 2005.

Com esta nova política, empreendeu-se em Portugal uma verdadeira revolução na gestão dos RSU, suportada nos últimos anos por avultados investimentos financeiros, a maior parte dos quais provenientes do Fundo de Coesão da União Europeia. De facto, foram encerradas as 341 lixeiras municipais existentes e constituíram-se Sistemas de Gestão e Tratamento de Resíduos Sólidos, envolvendo sempre vários municípios. Passou-se assim, de 13 aterros sanitários de RSU em 1996, servindo 26% da população, para 100% da população do País a ter unidades de tratamento para os resíduos, com 33 aterros sanitário a funcionar em 2004.

O PERSU preconizava, entre outros objectivos, a implantação de um conjunto de infra-estruturas como se resume na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Infra-estruturas portuguesas de RSU (2004)

Infra-estrutura	Nº
Aterros sanitários	33
Unidades de valorização orgânica	6
Incineradoras c/ valorização energética	2
Estações de transferência	79
Estações de triagem	26
Ecocentros	171
Ecopontos	19 493
Lixeiras encerradas	341
Investimento realizado (10 ⁶ €)	933

Apresenta-se na Figura 2.5 o panorama referente ao destino dos resíduos sólidos em Portugal após o encerramento das lixeiras e com os 29 Sistemas de Resíduos Sólidos existentes em 2005 a funcionar com as infra-estruturas construídas ao abrigo do PERSU.

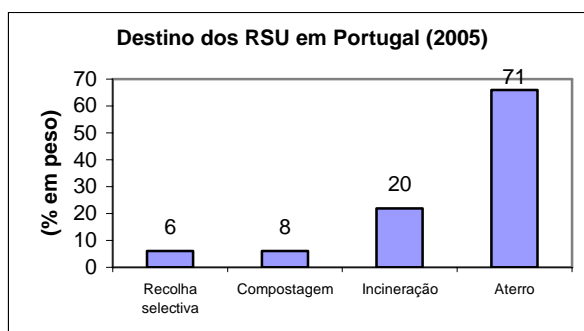


Figura 2.5 – Destino dos RSU em Portugal (2005)

Apresenta-se na Figura 2.6 a constituição geográfica dos 29 Sistemas de Gestão de RSU actualmente existentes em Portugal Continental e na Tabela 2.6 dados relativos à produção de RSU em 1995 e em 2003 (fonte INR) desses mesmos sistemas. Deve referir-se que, para os objectivos do presente trabalho, a produção de RSU para 1995 foi estimada usando-se dados fornecidos pelos Sistemas de Gestão relativos ao período de 1999 a 2004, por se considerarem dados mais fiáveis do que os que serviram de base ao PERSU.

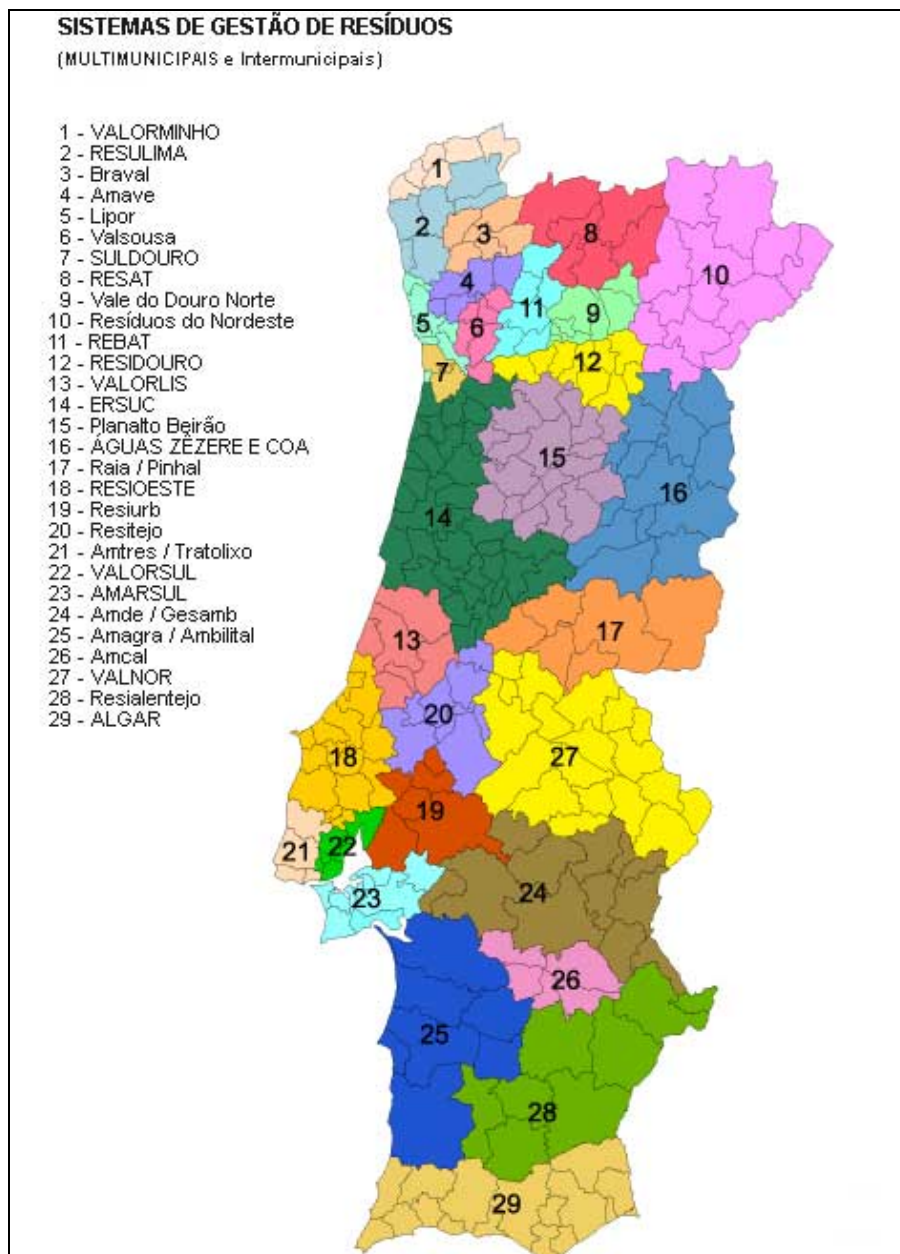


Figura 2.6 – Localização dos 29 sistemas de gestão de RSU em Portugal (INR, 2005)

Tabela 2.4 – Sistemas de gestão de RSU em Portugal. Situação em 1995 e 2003

Sistema de Gestão de RSU		População servida 2003		Produção RSU (ton)		
				1995	2003	
1	Valorminho	78 969		27 313	31 090	
2	Resulima	332 151	686 258	96 472	112 809	235 757
3	Braval	275 138		80 697	91 858	
4	Amave	472 472	472 472	146 561	171 827	171 827
5	Lipor	971 931	971 931	436 392	496 748	496 748
6	Valsousa	327 806	327 806	105 689	120 306	120 306
7	Suldouro	433 250	433 250	160 800	183 040	183 040
14	Ersuc	970 702	970 702	325 033	369 987	369 987
8	Resat	104 768	840 927	28 436	32 369	156 243
11	Rebat	511 300		41 544	47 290	
9	Vale Douro Norte	110 000		36 804	41 894	
12	Residouro	114 859		30 475	34 690	
10	Resíduos do Nordeste	160 302	160 302	75 391	54 773	54 773
15	Planalto Beirão	365 293	365 293	106 835	121 611	121 611
16	Cova Beira/Águas Zêzere e Côa	221 191	510 815	63 550	72 339	183 426
17	Raia Pinhal	104 471		30 928	35 205	
23	Valnor	185 153		69 180	75 882	
13	Valorlis	297 206	683 241	105 106	119 643	301 942
18	Resioeste	386 035		160 149	182 299	
19	Resiurb	123 866	338 166	53 475	60 871	151 103
20	Resitejo	214 300		79 269	90 232	
21	Amtres/Tratolixo	750 918	750 918	318 270	362 289	362 289
22	Valorsul	1 181 433	1 181 433	570 147	649 001	649 001
23	Amarsul	714 589	714 589	311 019	354 035	354 035
24	Amde/ Gesamb	160 930	408 735	80 260	91 360	209 627
25	Amagra/Ambilital	119 553		51 964	59 151	
27	Amcal	26 594		11 724	13 346	
28	Resialentejo	101 658		40 209	45 770	
29	Algar	395 218	395 218	253 624	288 702	288 702
TOTAL CONTINENTE		10 212 056	10 212 056	3 897 317	4 410 417	4 410 417
Região Autónoma dos Açores		241 763	241 763	88 315	97 050	97 050
Região Autónoma da Madeira		245 011	245 011	103 068	148 779	148 779
TOTAL		10 698 830	10 698 830	4 088 700	4 656 246	4 656 246

Decorrido o período de vida definido pelo PERSU (2000-2005), pode fazer-se um balanço quanto ao cumprimento das metas estabelecidas que, de forma simplificada, se apresenta na Figura 2.7 e com recurso à informação contida na Tabela 2.5. Verifica-se assim que, no que se refere à erradicação das lixeiras e à incineração, as metas foram cumpridas. Porém, relativamente à redução da geração de resíduos, objectivo filosófico e de comportamento colectivo, as metas não foram cumpridas, nem se vislumbra qualquer estratégia nesse sentido. A Reciclagem está longe de ser a realidade pretendida, incluindo a reciclagem orgânica (compostagem). Os aterros construídos são de facto actualmente os grandes responsáveis pelo tratamento e destino final de RSU em Portugal, com cerca de 71% dos RSU, contra os 23% preconizados pelo PERSU.

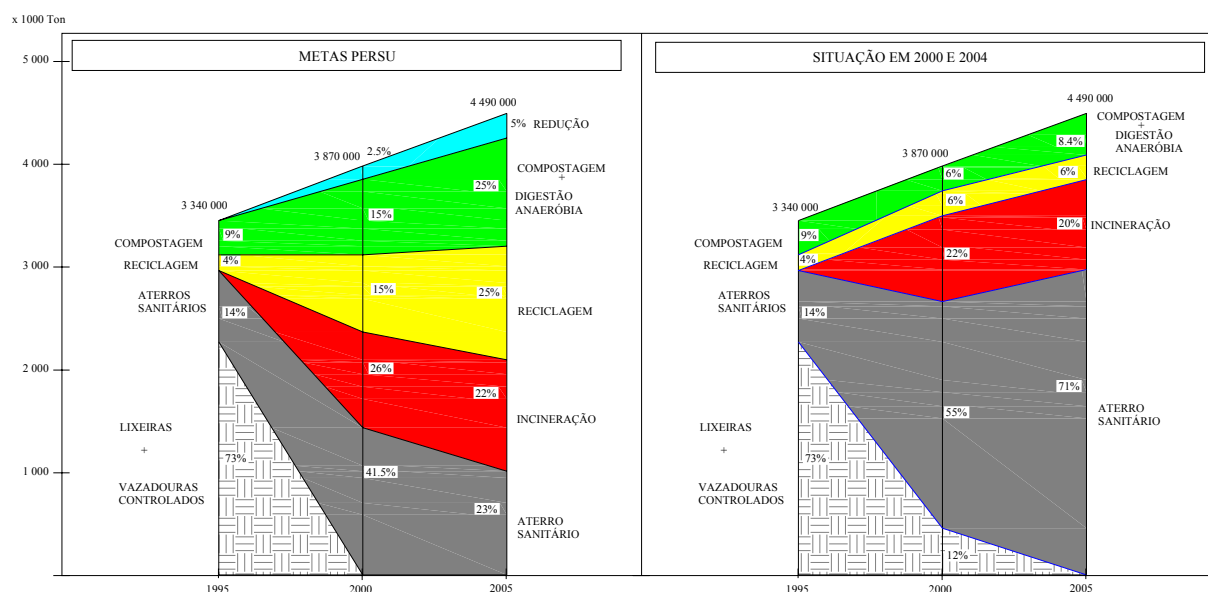


Figura 2.7 – Metas do PERSU e situação em 2000 e em 2004

Na Tabela 2.5 quantificam-se as metas e as diferenças percentuais observadas para cada objectivo estabelecido no PERSU.

Tabela 2.5 - Comparação das metas do PERSU com os valores observados em 2000 e em 2004

Ano	Redução	Reciclagem	Aterros	Lixeiras	Incineração	Compostagem
Situação em 1995 *	0%	4%	14%	73%	0%	9%
Metas PERSU 2000	2.50%	15%	41.50%	0%	26%	15%
Situação em 2000	0%	6%	55%	12%	22%	6%
Balço em 2000	-100%	-60%	32.5%	-100%	-15%	-60%
Metas PERSU 2005	5%	25%	23%	0%	22%	25%
Situação em 2004	0%	6%	71%	0%	20%	8%
Balço em 2004	-100%	-76%	> 100%	-100%	-9%	-68%

* - situação de referência

Na Figura 2.8 cotejam-se as metas e o constatado para o ano 2000 e perspectiva-se a situação em 2005, tendo presente os dados de 2004, sendo evidentes as diferenças entre metas e cumprimento de objectivos, nomeadamente no que se refere a aterros, compostagem e redução.

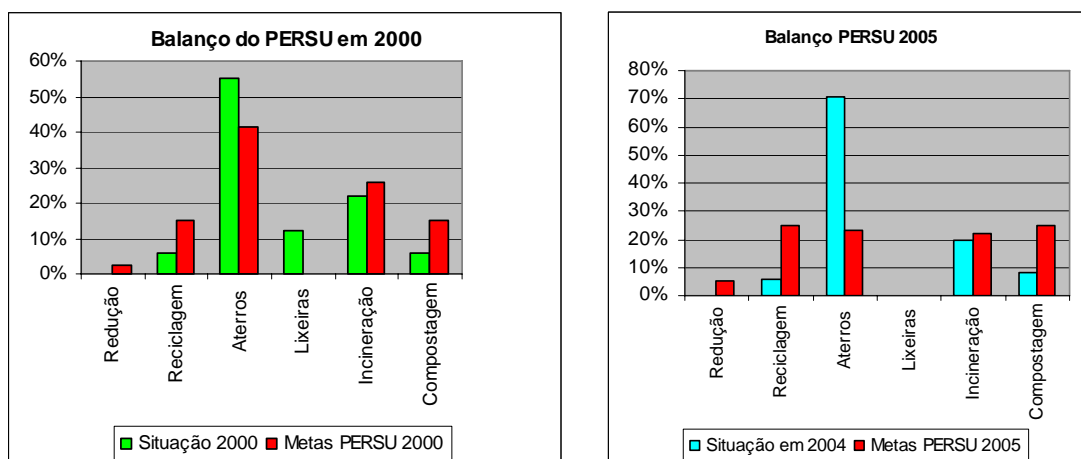


Figura 2.8 – Balço de execução do PERSU em 2000 e 2005

Apresenta-se na Figura 2.9 um gráfico com a evolução da produção de RSU em Portugal e a respectiva linha de tendência de crescimento que inequivocamente comprova que o objectivo redução tem que ser devidamente equacionado na sociedade portuguesa.

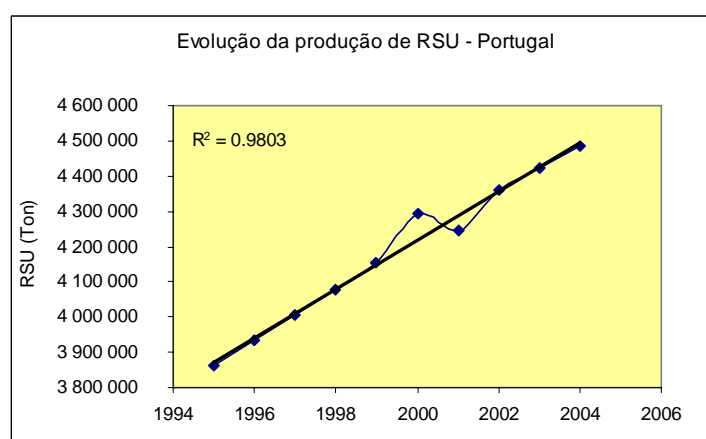


Figura 2.9 – Evolução da produção de RSU em Portugal

2.2.3 PARSU (2000-2006)

O Plano de Acção dos Resíduos Sólidos Urbanos (PARSU) 2000-2006 foi aprovado em 2000 pelo Instituto dos Resíduos com o objectivo de fazer uma avaliação da situação em 2000 e estabelecer metas para alcançar os objectivos a que Portugal se encontra vinculado no contexto europeu durante o período 2000-2006 (Tabela 2.6). Teve ainda como objectivo

identificar as acções necessárias para se atingirem esses objectivos e racionalizar os investimentos a realizar nesse período. De uma leitura atenta do conjunto das medidas constantes do PARSU, facilmente se constata que as mesmas constituem uma actualização das já enunciadas no PERSU.

Tabela 2.6 – Objectivos principais e linhas de acção do PARSU 2000-2006

Objectivos principais	Linhas de acção
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conseguir que toda a população passe a ser servida por unidades de tratamento adequadas, alcançando-se dessa forma níveis de serviço honrosos em termos europeus 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Completar o programa de infraestruturação básica iniciado em 1995
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Promover a redução dos quantitativos de resíduos a depositar em aterro, reservando progressivamente esta forma de eliminação aos resíduos resultantes doutras operações prévias (reciclagem, incineração, valorização orgânica) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Apostar, de forma decidida e imediata, na reciclagem (resíduos de embalagens e outros)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Promover a redução da carga orgânica dos resíduos a depositar em aterro 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Desenvolver amplamente a valorização orgânica
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Promover a redução das emissões de gases com efeito de estufa 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adoptar as medidas necessárias para reduzir as emissões de metano devidas à decomposição anaeróbia de componentes biodegradáveis dos RSU
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Melhorar a qualidade dos RSU por via da separação dos componentes perigosos neles contidos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Promover a separação progressiva das pequenas quantidades de resíduos perigosos dos RSU

2.2.4 Os Desafios da Diminuição de RUB em Aterro

A mais recente Decisão do Conselho Europeu relativa à estratégia comunitária de gestão de resíduos dá ênfase à sua valorização e obriga os Estados Membros a aplicar processos de valorização/reciclagem da matéria orgânica presente nos RSU (cerca de 60% em Portugal) para dar corpo à estratégia de redução desta matéria em aterros.

Com efeito, O Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, que transpõe a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril, impõe metas temporais para a disposição de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) em aterros, com início em 2006, data a partir da qual se inicia um processo calendarizado de redução destes resíduos com base nos registos

de 1995 (3.880.000 ton). Assim, a partir de 2006 os valores máximos permitidos são os constantes da Tabela 2.7.

Esta redução de crescentes massas de resíduos orgânicos vai implicar o seu desvio para unidades de valorização. Actualmente, estão em funcionamento apenas 5 dessas unidades e 22% do total de RSU produzidos em Portugal são destinados às instalações de incineração de RSU de Lisboa, do Porto e da Madeira.

Tabela 2.7 - Limites de disposição de RUB em aterro

Data	RUB admissível	Massa de RUB (ton)
Janeiro de 2006	75%	1 689 540
Janeiro de 2009	50%	1 126 360
Janeiro de 2016	35%	788 452

A estratégia de gestão de resíduos consagrada no 6º PAA dá prioridade às políticas de prevenção (redução e reutilização) dos resíduos, seguindo-se a reciclagem, a recuperação, a incineração e, por fim, apenas como último recurso, a disposição em aterros. Para tal, foi estabelecido o objectivo de reduzir em cerca de 20% a quantidade de resíduos destinados à eliminação final, em relação aos níveis de produção de 2000, a ser cumprido até 2010 e em cerca de 50% até 2050 (C.E., 2001).

A situação em Portugal também merece a definição e implementação de estratégias eficazes em termos de prevenção e de reciclagem de resíduos, tendo em atenção que entre 1999 e 2002 a quantidade de RSU produzidos aumentou em 6% (MCOTA, 2003). Quanto à reciclagem, que conheceu um decréscimo após 1997/98, parece estar a recuperar em algumas fileiras (vidro, papel e cartão e plásticos), como sugere a Figura 2.10.

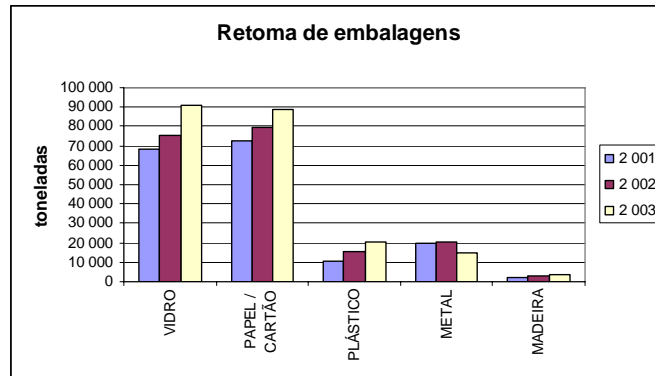


Figura 2.10 – Retoma de embalagens em Portugal (SPV, 2004)

Apresenta-se na Figura 2.11 a evolução quantitativa da reciclagem de resíduos de embalagens promovida pela Sociedade Ponto Verde (SPV), onde se constata que há uma linha de tendência de crescimento em todas as fileiras nos últimos anos, à excepção da fileira do metal. Na Figura 2.12 pode confirmar-se que a percentagem de materiais retomados relativamente ao declarado pelos produtores vem aumentando, com a referida excepção.

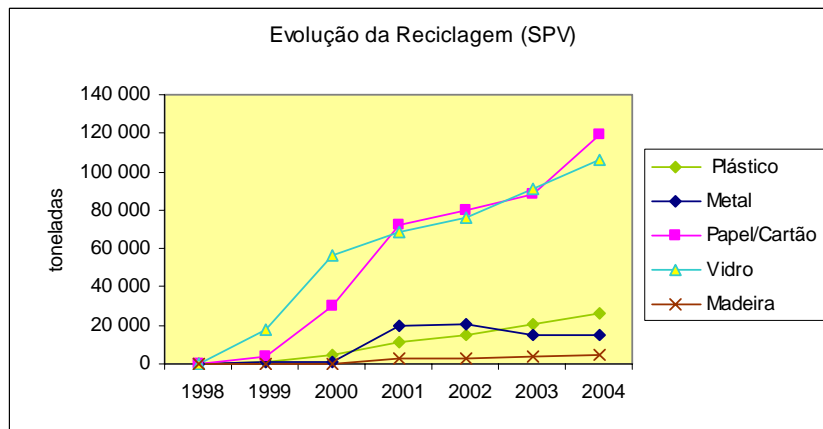


Figura 2.11 – Evolução da reciclagem de embalagens (SPV, 2005)

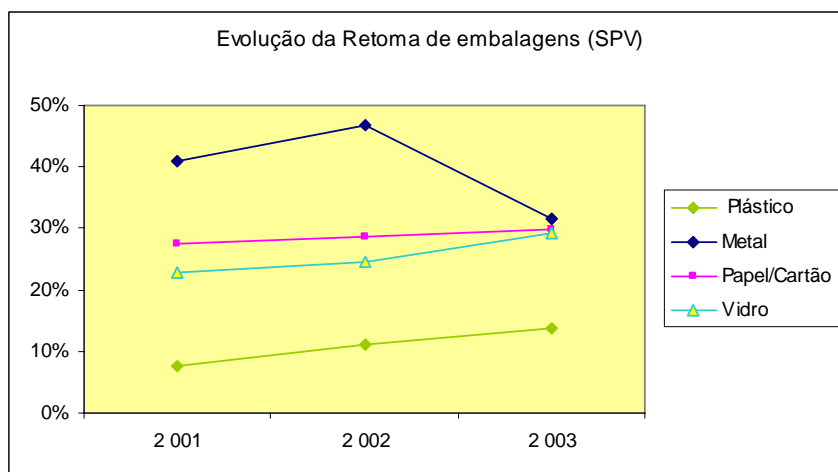


Figura 2.12 – Evolução da retoma de embalagens para reciclagem (SPV, 2005)

Relativamente ao que está estabelecido pelo DL 366-A/97 em termos de objectivos de reciclagem (Figura 2.13) verificou-se que, já em 2003, apenas a fileira dos plásticos não atingia o mínimo estabelecido como meta para 2005. Em termos globais, tanto a meta da reciclagem (25%), como a da valorização (50%), são cumpridas por Portugal.

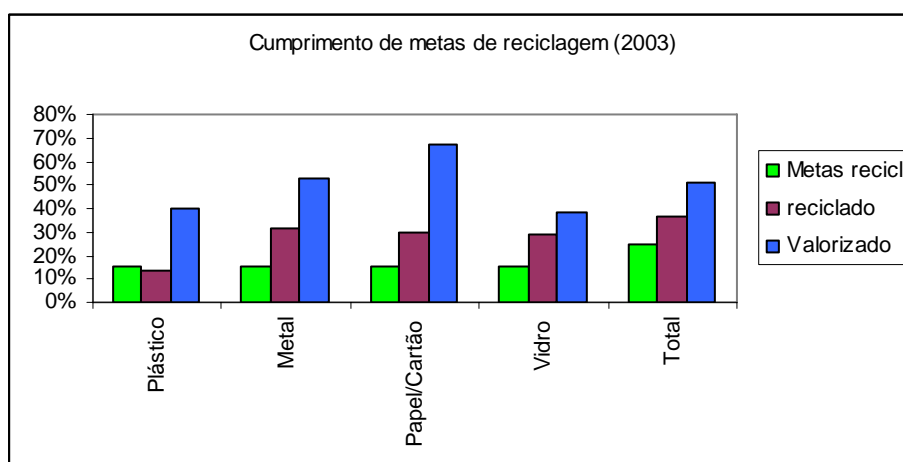


Figura 2.13 – Panorama do cumprimento das metas de reciclagem (2003)

Apresenta-se na Tabela 2.8 uma compilação de prazos estabelecidos por normativos nacionais e europeus para o cumprimento de um conjunto de objectivos relativos à gestão dos resíduos.

Tabela 2.8 – Prazos para cumprimento de metas relativamente à política de resíduos.

Instrumento	Objectivo a atingir	Data Limite
PERSU	5% Redução da geração de resíduos 25% Reciclagem 23% Aterro 22% Incineração 25% Compostagem e Digestão Anaeróbia	2005
Decreto-Lei N.º 152/2002	75%	2006
Disposição de RUB em aterro (em relação a 1995)	50% 35%	2009 2016
Directiva 2004/12/CE	25% Reciclagem de embalagens	2005
Embalagens e resíduos de embalagens	55% Reciclagem global de embalagens com um mínimo de: - 60% Reciclagem de vidro - 60% Reciclagem de papel e cartão - 50% Reciclagem de metais - 22,5% Reciclagem de plástico - 15% Reciclagem de madeira	2011
Decreto-Lei N.º 111/2001	Reciclagem de, pelo menos, 65% dos pneus recolhidos e não recauchutados.	2007
Decreto-Lei N.º 153/2003	Regeneração de, pelo menos, 25% dos óleos usados	
Óleos usados	Reciclagem de, pelo menos, 50% dos óleos recolhidos e não	2006
Decreto-Lei N.º 196/2003	A reutilização e reciclagem de, pelo menos, 80% em peso, em média, por veículo em fim de vida.	2006
Veículos em fim de vida		
Decreto-Lei N.º 62/2001	Reciclagem de, pelo menos, 75% das pilhas recolhidas em 2005.	2005
Pilhas e acumuladores usados		

Na Figura 2.14 estabelece-se um cenário para a gestão dos RSU em Portugal até 2016, levando em consideração a legislação nacional e da União Europeia, onde é patente a necessidade de se levar à prática ambiciosas políticas nos domínios da disposição final de RUB em aterros e da valorização das embalagens.

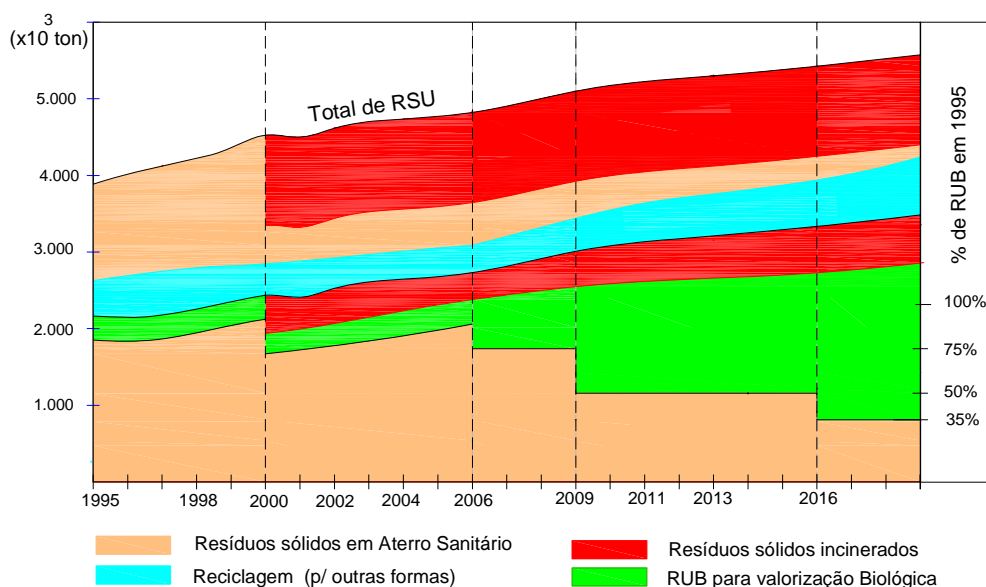


Figura 2.14 – Perspectiva de gestão dos RSU em Portugal com base nas metas legais estabelecidas

A limitação legal de disposição de resíduos urbanos biodegradáveis em aterros a partir de 2006, como mostra a Figura 2.14, obriga a crescentes desvios para a valorização biológica. O aterro sanitário, nestas circunstâncias, aproxima-se do aterro de “inertes”, sem as emissões poluentes características dos aterros convencionais.

Na Tabela 2.9 apresenta-se uma projecção dos valores quantitativos da produção de RSU com base nos dados disponíveis, que permite perspectivar a capacidade de valorização orgânica a implementar no País, face ao que existe.

Tabela 2.9 – Estimativa de resíduos produzidos em Portugal até 2016

Produção de RSU (ton)	2004 *	2005	2006	2009	2016
Portugal Continental	4 482 699	4 646 778	4 721 126	4 859 308	4 729 336
Região Autónoma dos Açores	151 018	153 737	156 197	160 768	156 468
R. A. Madeira	119 019	121 161	123 100	126 703	123 314
Total em Portugal	4 752 736	4 921 676	5 000 423	5 146 779	5 009 118

* valores observados

A decisão do Conselho de Ministros do Ambiente da UE na sua Posição Comum relativamente à revisão da Directiva Embalagens, fixou para Portugal a meta de 60% como mínimo de reciclagem de resíduos de embalagens de papel e cartão, a atingir em 2012, exigindo um esforço para a recolha selectiva, que ainda é muito baixa, como se pode verificar pela Figura 2.15.

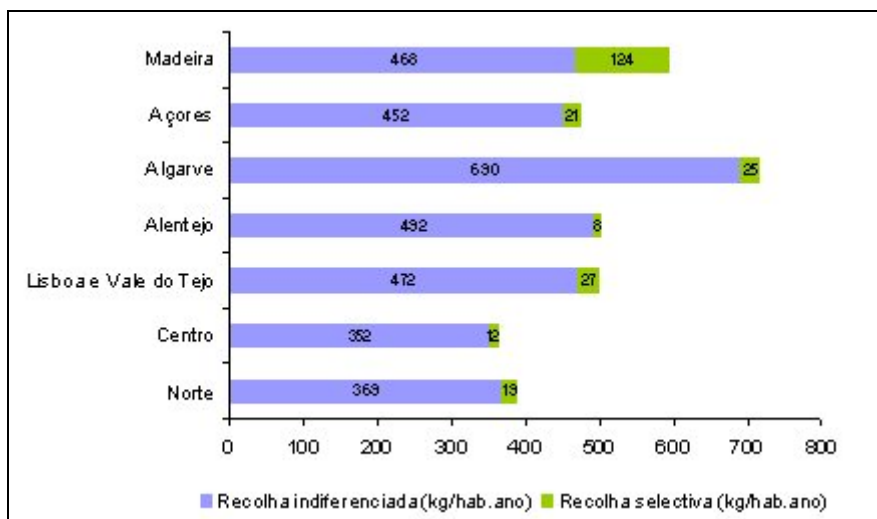


Figura 2.15 - Captações anuais de RSU indiferenciados e da recolha selectiva por regiões - 2002
(Unidade: kg/hab.ano) fonte:INR

No âmbito do Conselho de Acompanhamento dos RSU (MCOTA, 2003) foi apresentada a estratégia governamental para a valorização dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) e a redução desta componente em aterros para o cumprimento da Directiva. Nesta estratégia é considerada como valorização orgânica dos RUB a compostagem, a digestão anaeróbia e a incineração, partindo-se de pressupostos de capacidades já instaladas em compostagem (Tabela 2.10) e em incineração (Tabela 2.11).

Da leitura dos valores constantes destas tabelas pode concluir-se que, em 2004, Portugal contava com uma capacidade instalada de valorização orgânica e incineração para processar 1.577.400 ton de RSU, dos quais 1.157.642 ton são RUB.

Tabela 2.10 – Entidades gestoras de RSU com unidades de compostagem (até 2004)

Central compostagem	Localização	População servida (2001)	Capacidade (ton/ano)	RUB valorizados (ton/ano)	Dados (ano)
AMAVE	Riba d´Ave	472 382	131 400	52 560	2003
AMTRES	Trajouce	750 918	150 000	60 000	2003
AMARSUL	Setúbal	110 000	50 000	50 000	2003
Cova da Beira	Fundão	221 191	50 000	20 000	2003
ALGAR	Algarve	395 218	10 000	10 000	2003
TOTAL			391 400	192 560	

Tabela 2.11 – Capacidade instalada de incineração de RUB (2004)

Sistema de Gestão de RSU	Localização	Capacidade (t/ano)	RUB incinerados (t/ano)	Obs.
LIPOR	Área Metropolitana do Porto	400 000	273 211	Recolhas indiferenciadas
VALORSUL	Área Metropolitana de Lisboa	660 000	428 340	
ValorAmbiente	R. A. da Madeira	126 000	75 096	
Total		1 186 000	776 647	

Face a estes dados e pressupostos, o balanço relativamente à capacidade de tratamento de RUB é apresentado na Tabela 2.12, em que se considera capacidade instalada a que resulta das instalações existentes e as que se encontram já em construção (compostagem na LIPOR, ampliação da AMAVE, Valorsul e Valor Ambiente - Madeira).

Tabela 2.12 – Capacidade instalada e a instalar para a valorização de RUB

Ano	Produção de RSU (t)	RUB (t)		Capacidade de tratamento de RUB (t)		
		Produzidos	Admissíveis em aterro	Reciclagem papel e cartão	Instalada (*)	A Instalar
2006	5.000.423	2.997.852	1.689.540	311.857	992.816	3.639
2009	5.146.779	3.116.267	1.126.360	372.976	992.816	624.115
2016	5.009.118	3.051.114	788.452	511.932	992.816	757.914

No entanto, não considerando a fracção de RUB incinerada de 496.105 toneladas (2004) a capacidade de valorização orgânica terá que aumentar consideravelmente, com a crescente diminuição de disposição em aterro dos resíduos urbanos biodegradáveis. Na Tabela 2.13. apresenta-se uma estimativa da produção de RSU em Portugal e respectivos destinos finais, seja o tratamento, valorização e disposição final.

Tabela 2.13 – Estimativa de Resíduos a dispor em aterro e valorização da fracção orgânica

	2004	2005	2006	2009	2016
RSU – Total em Portugal (ton)	4 834 652	4 921 675	5 000 422	5 146 779	5 009 118
RSU Incinerado	1 063 623	1 041 454	1 065 459	1 124 107	1 193 124
RUB admitidos em AS (base 1995)	2 562 365	2 608 488	1 689 540	1 126 360	788 452
RUB produzidos	2 562 365	2 608 488	2 650 224	2 727 793	2 654 833
Resíduos Fermentáveis (alimentar, verdes,)	1 692 128	1 722 586	1 750 148	1 801 372	1 753 191
Resíduos de embalagem (total)	1 305 356	1 328 852	1 350 114	1 389 630	1 352 462
Reciclagem não biológica		479 353	537 185	809 715	1 214 274
RUB Para valorização biológica			960 684	1 601 433	1 866 381
RSU em AS		3 213 076	2 090 074	1 287 879	593 813
Capacidade valorização orgânica	285 960	285 960			
Valorização orgânica a instalar			674 724	640 749	264 948

Do cenário apresentado, pode constatar-se que, mesmo considerando que tenham sido criadas todas as condições para a implementação das metas legais, designadamente com a construção de infra-estruturas de valorização biológica e capacidade de retoma de resíduos de embalagens para reciclagem, os aterros sanitários continuam a desempenhar um papel primordial na política nacional de gestão de resíduos sólidos.

3. O ATERRO SANITÁRIO COMO ESTRUTURA DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS

3.1 O ATERRO SANITÁRIO SEGUNDO A LEGISLAÇÃO EUROPEIA

Segundo a legislação europeia, “aterro” é uma instalação de eliminação para a disposição de resíduos acima ou abaixo da superfície natural (isto é, disposição subterrânea), incluindo: (i) as instalações de eliminação internas (isto é, os aterros onde o produtor de resíduos efectua a sua própria eliminação de resíduos no local da produção); e (ii) uma instalação permanente (isto é, por um período superior a um ano), usada para armazenagem temporária.

Desta definição excluem-se:

- Instalações onde são descarregados resíduos com o objectivo de os preparar para serem transportados para outro local de valorização, tratamento ou eliminação;
- A armazenagem de resíduos previamente à sua valorização ou tratamento, por um período geralmente inferior a três anos;
- A armazenagem de resíduos previamente à sua eliminação, por um período inferior a um ano.

Por sua vez, os aterros sanitários (AS) são classificados numa das seguintes classes:

- Aterros para resíduos perigosos;
- Aterros para resíduos não perigosos (onde se incluem os RSU);
- Aterros para resíduos inertes.

Com o objectivo de limitar, tanto quanto possível, os efeitos negativos sobre o ambiente, pode considerar-se um aterro sanitário como um sistema de barreiras sucessivas para o qual devem ser definidas fronteiras onde se especificam restrições a que o mesmo deve

obedecer. Na Figura 3.1 apresenta-se um esquema que representa o conjunto de barreiras a considerar num aterro.

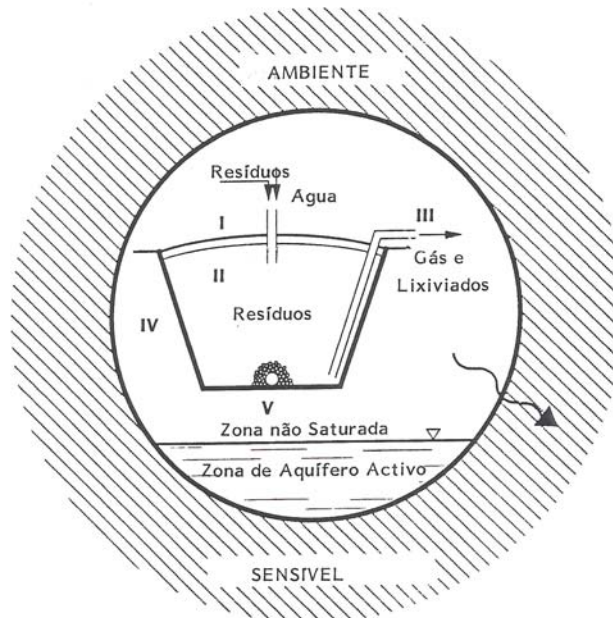


Figura 3.1 - Esquema de barreiras múltiplas num aterro sanitário (Vieira, 1996)

A barreira I representa a entrada de resíduos e de água. A especificação de redução das quantidades de entrada destes elementos pode ser definida relativamente ao controlo do tipo e quantidade de resíduos (seleccionando-os e adoptando políticas de reciclagem e reutilização), bem como impondo medidas operacionais de drenagem de águas superficiais, esquemas de recirculação de lixiviados ou de colocação de sistemas de cobertura do aterro, no caso do controlo dos fluxos de água que escoam no seio dos resíduos.

A barreira II compreende o efeito triplo da degradação biológica e processo de transformação de poluentes dentro do corpo de resíduos, do escoamento hidráulico através dos resíduos e do escoamento hidráulico através das camadas de cobertura diárias.

A barreira III compreende a drenagem e recolha do biogás produzido durante a degradação anaeróbia dos resíduos e a drenagem dos lixiviados encaminhados através do sistema de colecta.

A barreira IV é constituída pelo sistema de impermeabilização do fundo e das paredes dos alvéolos. Este sistema pode ser constituído por uma camada simples de solo argiloso, uma camada simples de geomembrana ou uma camada composta de solo argiloso e geomembrana.

A barreira V é constituída pela estrutura geológica onde assenta o aterro sanitário a qual deve apresentar características de condutividade hidráulica que permitam uma defesa suplementar à contaminação do aquífero.

Esta forma esquemática de abordar o conjunto de medidas a impor no projecto e operação dos aterros sanitários constitui a base da metodologia adoptada no estabelecimento da generalidade dos mecanismos legais.

Para evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas, os AS devem ser construídos de tal forma que garantam impermeabilização dos alvéolos de disposição dos resíduos por intermédio da concepção de um sistema de protecção ambiental (passivo e activo). Assim, a camada de solo subjacente ao aterro deve constituir uma barreira de segurança passiva durante a fase de exploração e até completa estabilização dos resíduos devendo garantir, tanto quanto possível, a prevenção da poluição dos solos, das águas subterrâneas e de superfície pelos resíduos e lixiviados (Directiva 1999/31/CE e DL 152/2002). A barreira de segurança activa é aplicada localmente.

3.1.1 Barreira de segurança passiva

A barreira de segurança passiva é conseguida através de uma formação geológica constituída por uma camada mineral na base e nos taludes do alvéolo do aterro que satisfaça as condições de baixa permeabilidade e espessura de efeito combinado, em termos de protecção do solo e das águas subterrâneas e de superfície, pelo menos equivalente à que resulta das condições constantes da Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Condições de permeabilidade e espessura da base e taludes de aterros

Categoria do aterro	Resíduos inertes	Resíduos não perigosos	Resíduos perigosos
Coefficiente de permeabilidade (K, m/s)	$\leq 1 \times 10^{-7}$	$\leq 1 \times 10^{-9}$	$\leq 1 \times 10^{-9}$
Espessura (m)	$\geq 1\text{m}$	$\geq 1\text{m}$	$\geq 5\text{m}$

Sempre que a barreira geológica não ofereça de modo natural as condições acima descritas, poderá ser complementada e reforçada artificialmente por outros meios dos quais resulte uma protecção equivalente. As barreiras geológicas artificialmente criadas não poderão ser de espessura inferior a 0,5 m.

Além da barreira geológica acima descrita, o AS deverá ser provido de um sistema de impermeabilização e de recolha de lixiviados que deverá obedecer aos princípios estabelecidos na Tabela 3.2, de modo a garantir que a acumulação de lixiviados no fundo do aterro se mantenha a um nível mínimo.

Tabela 3.2 – Recolha de lixiviados e impermeabilização do fundo

Categoria de aterro	Não perigoso (RSU)	Perigoso
Forro de impermeabilização artificial	Necessário	Necessário
Camada de drenagem $\geq 0.50\text{ m}$	Necessário	Necessário

3.1.2 Barreira de segurança activa

Para além da barreira de segurança passiva descrita anteriormente, os AS destinados a resíduos perigosos e não perigosos, exceptuando os aterros destinados a resíduos inertes, deverão ser providos de uma barreira de segurança activa que deverá assegurar as seguintes funções:

- Controlar a infiltração no aterro, das águas de precipitação;
- Evitar a infiltração de águas superficiais e ou subterrâneas nos resíduos depositados;
- Captar águas contaminadas e lixiviados, garantindo que a acumulação de lixiviados no fundo do aterro se mantenha a um nível mínimo;

- Tratar as águas contaminadas e lixiviados captados do aterro segundo as normas exigidas para a sua descarga;
- Captar, tratar e, se possível, valorizar o biogás produzido.

A barreira de segurança activa deve ser constituída por:

- Uma barreira de impermeabilização artificial (geomembrana ou dispositivo equivalente);
- Um sistema de drenagem de águas pluviais;
- Um sistema de drenagem e recolha de lixiviados;
- Um sistema de drenagem e tratamento de biogás.

São ainda impostas as seguintes condições regulamentares:

- a) Sistema de drenagem de águas pluviais: o sistema de drenagem de águas pluviais deverá ser dimensionado de modo a evitar a formação desnecessária de lixiviados e a minimizar a ocorrência de fenómenos erosivos ao nível dos taludes do aterro.*
- b) Sistema de drenagem e recolha de lixiviados: o sistema de drenagem e recolha de lixiviados deverá ser dimensionado de modo a assegurar a sua rápida remoção do aterro, controlando assim a altura de líquido sobre o sistema de revestimento e minimizando o risco de infiltração de lixiviados no solo subjacente ao aterro causado por uma carga hidráulica excessiva.*

Por outro lado, o sistema deverá obedecer, entre outras, às seguintes características:

- O fundo do aterro deverá ter uma inclinação mínima de 2% em toda a área;
- A camada drenante deverá apresentar uma condutividade hidráulica $k \geq 10^{-4}$ m/s;
- A camada mineral drenante deverá apresentar uma espessura mínima de 0,5 m e ser isenta de material calcário;

- Os lixiviados recolhidos deverão ter um tratamento e destino final adequado, de acordo com a legislação em vigor.

3.1.3 Comentário

Da legislação europeia constata-se uma focagem excessivamente hidráulica do escoamento rápido dos lixiviados, em vez de um enfoque holístico do AS, em que a eficiência do sistema como um todo integrado é mais importante, designadamente a eficiência do tratamento dos lixiviados. Com efeito, em períodos de grande pluviosidade podem gerar-se picos de caudal em que a estação de tratamento não tem capacidade para os absorver. Pode conceber-se o sistema de drenagem de modo a que o bioreactor aterro seja um elemento laminador dos picos de caudal, retendo água em períodos de grande pluviosidade, regulando os caudais de adução ao sistema de tratamento, adaptando tempos de retenção adequados.

Por sua vez o DL 152/2002 determina que a capacidade das unidades de tratamento de lixiviados deverá ser suficiente para absorver a afluência de lixiviados associada a condições pluviométricas excepcionais típicas do local em causa. É uma exigência que, de facto, não leva em conta as diferenças de caudal que podem estar em presença. É o caso de regiões como o norte de Portugal, onde se podem registar grandes diferenças pluviométricas ao longo do ano, originando valores de caudais inferiores a 1 m³/d no Verão e superiores a 400 m³/d no Inverno (AS de Matosinhos). Trata-se de uma imposição legal potenciadora de curto-circuitos biológicos nos sistemas de tratamento, além de superar as exigências da própria Directiva e que não leva em conta a abordagem holística do aterro ao relegar para segundo plano as condições em que se verificam as operações e processos de tratamentos dos lixiviados.

3.2 PRÉ-TRATAMENTO BIOLÓGICO DOS RSU

O AS já definido, é uma infra-estrutura sanitária que desempenha um papel fundamental em qualquer política de gestão integrada de resíduos. A implementação de processos de valorização dos resíduos implica, para além de novos instrumentos legais, a utilização de meios financeiros, materiais e humanos complexos necessários para fazer face à produção

continuada de RSU. Por outro lado, as quantidades de RSU a depositar em AS são inversamente proporcionais ao sucesso das medidas implementadas para a sua valorização a montante do sistema.

O projecto, a construção e a operação de um AS devem seguir regras e especificações técnicas de modo a minimizar os potenciais impactos deste no ambiente. Aspectos como a localização, as condições geológicas, hidrogeológicas e geotécnicas do solo, a topografia/morfologia, clima, acessibilidades, cortina arbórea local, existência de terras de cobertura, condicionantes legais ou culturais e históricas, devem fazer parte do acervo da informação técnico-científica para a implantação da construção de um AS (Russo, 1995a).

Estruturas de impermeabilização do fundo e taludes laterais dos alvéolos devem ser convenientemente dimensionadas para as solicitações previstas, utilizando-se geossintéticos adaptados a cada função requerida, nomeadamente de protecção, separação, filtro e efeito de barreira.

Igualmente importante é a construção dos sistemas de drenagem das emissões produzidas, líquidas (lixiviados) e gasosas (biogás), que deverão ser encaminhadas para os correspondentes sistemas de tratamento. No primeiro caso, a estação de tratamento dos lixiviados deve ser dimensionada tendo em atenção a sua alta carga orgânica (com valores médios na ordem dos 10000 mg/l de CBO₅ e picos superiores a 20000 mg/l), e caudais variáveis dependentes da precipitação atmosférica. Especial atenção deve dar-se ao fluxo dinâmico de produção de lixiviados, dependente do modo de operação do aterro, das características dos resíduos, do sistema de drenagem e da capacidade de absorção de humidade dos resíduos “field capacity”.

O biogás deve ser captado para aproveitamento energético ou, quando a sua produção for inferior ao economicamente rentável, queimado a temperaturas superiores a 1000°C para reduzir a sua periculosidade na atmosfera.

Após o encerramento operacional do AS, devem ser tomadas medidas para a sua cobertura, podendo esta ser feita com impermeabilização total utilizando geossintéticos (porém com desvantagens para a estabilização da componente biodegradável presente), ou adoptando

uma solução híbrida, que garanta entradas controladas de humidade para a massa de resíduos. Nesta fase, que pode levar vários anos, devem ser estabelecidos programas de monitorização para se proceder à avaliação do progresso verificado na estabilização da massa de resíduos.

Um AS funciona como um bioreactor onde fenómenos biológicos de degradação da massa de resíduos podem processar-se em ambiente anaeróbio ou parcialmente aeróbio, dependendo do modo de operação do aterro e da forma como se realça essa degradação.

Se a degradação anaeróbia se processar na fase metanogénica, mais matéria orgânica é transferida para a fase gasosa e menos para a líquida, tendo como consequência que mais energia se disporá devida ao biogás e menores serão os custos de tratamento da fase líquida, quer em qualidade, quer em carga poluente e mesmo em termos de emissão de odores (Stegmann e Spendlin, 1989).

Adicionalmente, a conversão de metais pesados em formas de baixa solubilidade devido à redução de sulfatos a sulfuretos e a formação de menos incrustações nas canalizações de drenagem, são vantagens significativas (Brune *et al.*, 1991).

Os aspectos referidos são razões que justificam a implementação de metodologias operacionais em aterro para concretizar tais propósitos. Com efeito, a redução da matéria orgânica (MO) rapidamente biodegradável deve ser conseguida o mais cedo possível para se evitar a produção de ácidos orgânicos, cujo baixo *pH* é inibidor do crescimento das bactérias metanogénicas. Havendo suficiente quantidade de O_2 , a matéria orgânica rapidamente biodegradável presente na massa de resíduos pode ser decomposta por aerobiose em 15-30 dias, de acordo com estudos de laboratório e à escala real (Stegmann, 1993; Spendlin 1991) e, atingir-se posteriormente a fase de produção de metano.

Outra opção é o pré-tratamento anaeróbio bem como a recirculação dos lixiviados sobre a capa de cobertura dos resíduos. Ehrig (1989) propõe a utilização de uma camada de 1.50 a 2.00 metros de material orgânico compostado sobre a camada de drenagem, na separação entre os resíduos e a geomembrana ou a camada barreira impermeabilizante. Verificou-se que por este meio, não se consegue atingir os objectivos de aceleração da degradação da

MO rapidamente biodegradável. Porém, os ácidos orgânicos formados são degradados anaerobiamente em CO_2 e CH_4 nas camadas mais superficiais, resultando em lixiviados correspondentes à fase metânica do aterro.

O pré-tratamento pode também ser conseguido através de disposição dos RSU em finas camadas de cerca de 50 cm, sem compactação, com o objectivo de arejamento, de modo que a degradação seja aeróbia por um período ≥ 6 meses, findo o qual é compactada por alta densidade. Os lixiviados produzidos podem ser tratados por processos aeróbios biológicos convencionais ou por recirculação controlada para o aterro, pois não são tão refractários como os que são formados anaerobiamente (Ehrig, 1989).

As experiências têm revelado, apesar de tudo, que a forma mais efectiva de aceleração da degradação da MO rapidamente biodegradável é através do seu pré-tratamento antes das operações de aterro por pré-compostagem, seguido da disposição em aterro e compactação em camadas finas, atingindo-se em pouco tempo a fase metânica. No entanto, não é uma metodologia com aplicação significativa, dados os custos envolvidos.

A experiência tem mostrado que num AS convencional coexistem áreas deficitárias em água (podendo concorrer para a mumificação de partes do aterro), com outras excedentárias, resultando em velocidades de degradação diferentes.

No âmbito da concepção dos modernos aterros construídos em Portugal, foi largamente adoptada a compactação dos resíduos por prensagem em unidades cobertas, resultando fardos de cerca de 1 m^3 , posteriormente, depositados em alvéolo do aterro. Contrariamente às premissas de projecto, de que esta tecnologia redundaria em menor emissão de lixiviados e de biogás e, conseqüentemente, de odores (proporcionando uma maior aceitação por parte do público, relativamente aos processos tradicionais), tal não se veio a confirmar, pois estabelece-se grande percolação, pelas juntas formadas pelos diversos fardos, com elevados picos de caudal de lixiviados afluentes à estação de tratamento. Este tipo de instalação de tratamento de resíduos parece ser mais limpa aos olhos do público. No entanto, tal deve ser avaliado em termos de re-integração ambiental. Entretanto, o período de exploração destes novos AS é suficiente para se constatar que há evidências de

mumificação parcial dos fardos (pontos do núcleo) por não possuírem condições de humidade para as transformações da matéria orgânica.

3.3 O ATERRO SUSTENTÁVEL

A sobreutilização de espaços para disposição de RSU e a procura constante de novos locais poderá ser evitada, recorrendo-se ao denominado aterro sustentável. Esta metodologia baseia-se em tecnologias de “landfill mining” ou de biorremediação, onde os processos de degradação se processam de forma mais rápida, de modo a que os materiais estabilizados sejam recuperados e reutilizados.

O “landfill mining” é um processo simples de escavação de resíduos sólidos após vários anos depositados nos aterros, procedendo-se, posteriormente, à separação dos seus constituintes com vista à sua valorização. Os objectivos principais desta metodologia são:

- Aumento da vida útil do aterro;
- Recuperação de materiais recicláveis;
- Recuperação da fracção combustível;
- Obtenção de solo para diversos propósitos (aterros, lastros de plataformas);
- Recuperação de espaço para outras finalidades;
- Eliminação de pontos ou fontes de poluição;
- Redução de impactos dos aterros e diminuição de custos pós-clausura.

Não abunda muita literatura sobre este tipo de operações. No entanto, Savage et al.,(1993) relatam como o conceito de “landfill mining” fora introduzido há mais de 50 anos em Israel, mais precisamente em 1953 no aterro da cidade de Tel-Aviv, com o objectivo de recuperar solo ali depositado, cujas características fertilizantes eram de 1.4% em N,P,K para melhoramento de solos degradados e pobres em nutrientes. Mais recentemente, e fruto de operações deste tipo nos EUA e na Holanda, começam a ser descritos projectos com interesse e que merecem uma reflexão técnico-económica e ambiental com vista à sua possível implementação em Portugal.

De facto, em Nelson (1994, 1995); EPA (1997); van der Zee *et al.*,(2003), descrevem-se projectos de “landfill mining” com objectivos diversos, desde a recuperação de espaço para outras utilizações que não o AS, ao aumento da vida útil de aterros existentes, à eliminação de fontes de poluição, à recuperação de lixeiras e até à reciclagem de materiais. No caso da Holanda, país onde o espaço territorial assume carácter estratégico, relatam-se interessantes exemplos de “landfill mining”: 2 casos de recuperação de espaço para indústrias, outro de eliminação de poluição do aterro existente com extensão aos arredores e um outro caso de aumento da vida útil do aterro existente.

Nos processos técnicos de “landfill mining” podem distinguir-se dois casos, consoante os objectivos: (i) separação de solos de outros materiais – apenas carece de uma separação simples com malhas de 4 cm e de 15 cm; e (ii) reciclagem de materiais - para além da crivagem grosseira e fina, há triagem de materiais e compostagem durante 6 meses da fracção menor que 2.5 cm, reduzindo-se o seu peso em cerca de 31% (diminuição de custos de transporte) e aumentando-se em 11% o seu poder calorífico (de 2300-9300 para 10500 – 11630 kJ/kg).

Alguns dados observados em projectos executados nos EUA apresentam as seguintes características:

- Densidade dos resíduos crivados de 474 a 942 kg/m³;
- Densidade dos solos crivados de 1.157 a 1.481 kg/m³;
- Teor de humidade entre 25 e 45%;
- Poder calorífico entre 4700 e 11630 kJ/kg;

Decorrente da aplicação do PERSU, Portugal está servido por 37 aterros sanitários. Constata-se que estas estruturas têm uma curta vida útil, agravada pelo facto de muitos deles terem sido utilizados para a disposição de resíduos industriais banais, contribuindo, assim, para uma redução da sua validade. A construção de novos AS, em outros locais pode constituir um erro com graves consequências económicas se não for precedido de estudos da ampliação dos existentes ou da opção “landfill mining”.

3.4 IMPACTOS AMBIENTAIS DE ATERROS

Os potenciais impactos ambientais de um aterro relativamente ao solo, água e atmosfera são esquematicamente representados como na Figura 3.2, na qual se refere também a respectiva zona de influência em que esses impactos se podem tornar reais. Deve salientar-se que a lista de potenciais riscos e distâncias assinaladas são meramente indicativas, uma vez que elas dependem das características do aterro construído, nomeadamente no local de implantação, dimensão, tipos de resíduos depositados e tecnologia utilizada. Os aterros sanitários contribuem significativamente, para a emissão global antropogénica de metano para a atmosfera. Através de processos anaeróbios, os compostos orgânicos presentes nos resíduos são convertidos em biogás, mistura maioritária de metano e dióxido de carbono (45 a 60% e 40 a 60%, respectivamente), embora contenha ainda outros componentes tóxicos e produtores de cheiro.

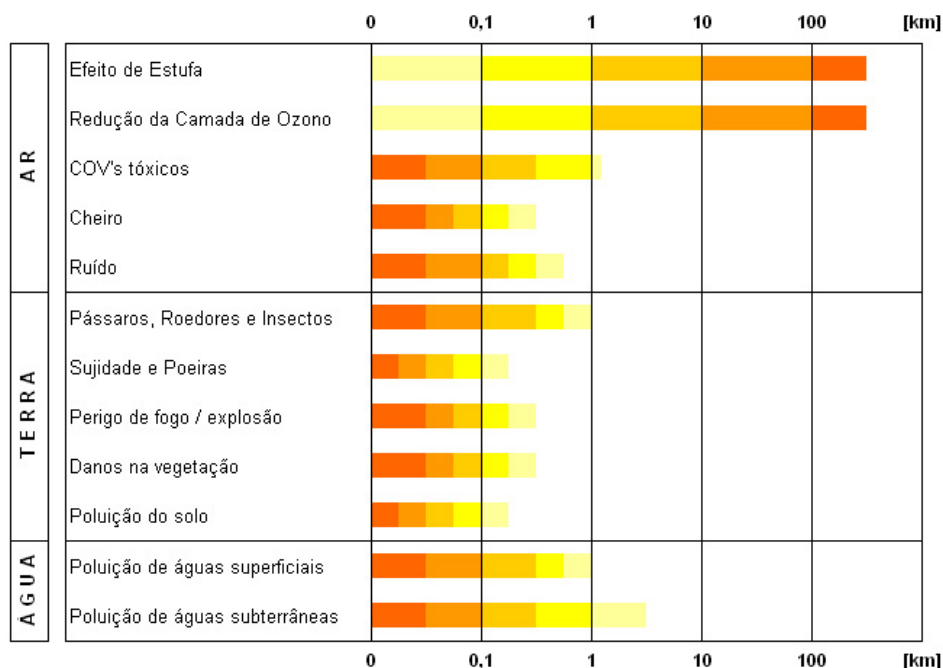


Figura 3.2 - Potenciais impactos ambientais de aterros sanitários (Adap. Vieira, 1996)

A emissão de gás causa impactos locais e globais importantes: no aspecto local pode causar maus cheiros e danos em vegetação circundante de aterros; a uma escala global contribuem significativamente para o efeito de estufa. Estima-se que as emissões globais de metano

provenientes de aterros sanitários contribuem com 22-46 Tg/ano, o que equivale a 6-13 % da emissão global de metano no planeta. A recuperação e utilização da energia do biogás têm provado constituir a melhor forma de reduzir as emissões de metano.

A concentração de hidrocarbonetos fluoretados e clorados voláteis no biogás coloca um problema de alguma importância. Devido à sua estabilidade química, especialmente os hidrocarbonetos fluoretados (“freons”), a sua ocorrência na atmosfera causa o desaparecimento de ozono. Por outro lado, estes “freons” podem escapar do aterro imediatamente, ou a mais longo prazo quando contidos em embalagens de “sprays” que, não estando imediatamente disponíveis para volatilização, podem libertar-se quando ocorrer a corrosão do metal de que são feitas aquelas embalagens.

Muitos componentes do biogás, como por exemplo o dióxido de carbono e o gás sulfídrico são potencialmente tóxicos para o homem, mas a maior preocupação concentra-se na eventual ocorrência de pequenas concentrações de compostos orgânicos como o cloreto de vinilo e o benzeno, devido aos seus efeitos cancerígenos. Contudo a ocorrência de problemas com os compostos orgânicos voláteis tóxicos (COV) não tem sido verificada, a não ser em casos muito especiais.

Os problemas de maus cheiros provenientes de aterros derivam da libertação de gás sulfídrico e de compostos orgânicos sulfurados (mercaptanos). Os maiores problemas aparecem durante a operação do aterro e decorrentes da fase de fermentação ácida dos resíduos.

Os ruídos associados à operação do aterro sanitário devem-se, essencialmente, ao tráfego de veículos de transporte dos resíduos, e ao equipamento de compactação e movimentação de terras. Por vezes, o ruído de aves atraídas pelos resíduos contribui também para o problema do ruído, que pode ser minimizado através de equipamentos modernos, barreiras vegetais e períodos de operação adequados.

Vários tipos de animais são atraídos pelo aterro à procura de alimentos. Principalmente em aterros que recebem resíduos orgânicos, podem encontrar-se várias espécies de aves, roedores e insectos cuja presença constitui um potencial risco para a saúde pública por

actuarem como vectores (transmissores de doenças). As aves, e em particular as gaivotas, constituem um problema sério para aeroportos que se encontrem nas vizinhanças de aterros, principalmente durante as operações de aterragem e levantamento de voo de aeronaves.

O transporte de poeiras pelo vento pode constituir também um problema para a vizinhança, pelo que devem ser adoptadas medidas para as evitar, nomeadamente, através da cobertura dos resíduos, lavagem de rodas de veículos, limpezas constantes, etc.

O biogás produzido é explosivo devido essencialmente à presença do metano. O limite explosivo do metano encontra-se entre 5 e 15 % no ar à pressão atmosférica e à temperatura ambiente. A drenagem e queima ou aproveitamento deste potencial energético, deve constituir assim uma grande preocupação de projecto e operação de aterros.

Em várias situações, têm sido registados danos na vegetação circundante dos aterros, principalmente devido à asfixia por remoção de oxigénio na zona radicular das plantas como consequência de deslocamento do oxigénio pelo gás de aterro ou por oxidação do metano.

Os problemas de poluição de solos adjacentes aos aterros têm como origem derrames de combustíveis dos veículos de recolha, poeiras e solo poluído arrastado por efeito de chuvas intensas. Estes inconvenientes podem ser obviados recorrendo a uma operação adequada e à consideração de projecto apropriado de drenagem de taludes.

A poluição de águas superficiais, principalmente devida à descarga inadequada de lixiviados sem tratamento, provoca a desoxigenação da água (asfixia de peixes), a alteração da fauna e flora béticas e a toxicidade amoniacal para os peixes. Este tipo de poluição pode ser facilmente controlada através de esquemas apropriados de drenagem e tratamento de lixiviados.

O risco de poluição de águas subterrâneas constitui provavelmente o impacto negativo mais importante dos aterros sanitários, o que implica a grande preocupação de instalação de adequados sistemas de impermeabilização e de recolha e métodos de tratamento de lixiviados. Em geral as plumas são relativamente curtas, raramente excedendo 1 km e

apresentam uma capacidade de atenuação natural que proporcionam a degradação de muitos poluentes.

3.5 MECANISMOS DA BIODEGRADAÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS

A biodegradação da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos é caracterizada por uma sucessão de processos complexos através dos quais microrganismos (em especial bactérias), transformam a matéria orgânica em compostos minerais e gasosos. A natureza desses microrganismos e características das diferentes reacções químicas e seus produtos permitem distinguir várias etapas nesta degradação. A composição do biogás produzido vai também evoluindo ao longo dos processos, destacando-se o CO₂ e o CH₄, que, representam em conjunto mais de 95% do seu volume.

3.5.1 Os decompositores: aspectos microbiológicos

Os microrganismos presentes na natureza jogam um importante papel na degradação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. Assim, o conhecimento da sua composição e do seu metabolismo são factores-chave para se conhecerem os mecanismos de decomposição da matéria orgânica.

As bactérias são microrganismos, predominantemente unicelulares, procariontes protistas. O seu modo de reprodução usual é realizado por fissão binária, embora algumas espécies se reproduzam por forma sexuada. Ocorrem em três formas geométricas distintas: esféricas ou *cocos (streptococos)*; cilíndricas (*bacilos*) e helicoidais (*spirillum*). Variam muito de tamanho, sendo as mais representativas as de 0.5 a 1.0 µm de diâmetro para as esféricas, 0.5 a 1.0 µm de largura por 1.5 a 3.0 µm de comprimento para as cilíndricas tipo bastão e 0.5 a 5.0 µm de largura por 6 a 150 µm em comprimento para as helicoidais ou espiraladas (Pelczar *et al.*, 1981; Tchobanoglous *et al.*, 1991).

A célula bacteriana é, em geral, composta por uma cápsula exterior que contém o citoplasma, constituído por uma suspensão coloidal de proteínas, hidratos de carbono e outros compostos complexos orgânicos. No interior do citoplasma situa-se o núcleo, rico em DNA. Da análise de um número muito variado de células bacterianas chegou-se à

conclusão de que são formadas por água (80%) e matéria seca (20%), da qual 90% é orgânica e 10% inorgânica (Haug, 1980) (Figura 3.3).

Quanto às condicionantes ambientais, a temperatura e o pH são os factores que mais afectam o seu desenvolvimento, apreciando pouco grandes intervalos de variação. Em geral toleram mais um excesso de temperatura, em relação ao seu intervalo óptimo de reprodução, do que temperaturas baixas. O pH óptimo está na faixa neutra, entre 6.5 e 7.5, podendo considerar-se que para o seu crescimento o pH entre 4 e 9.5 é tolerado, ao contrário de valores fora deste intervalo, que podem fazer cessar a sua actividade vital.

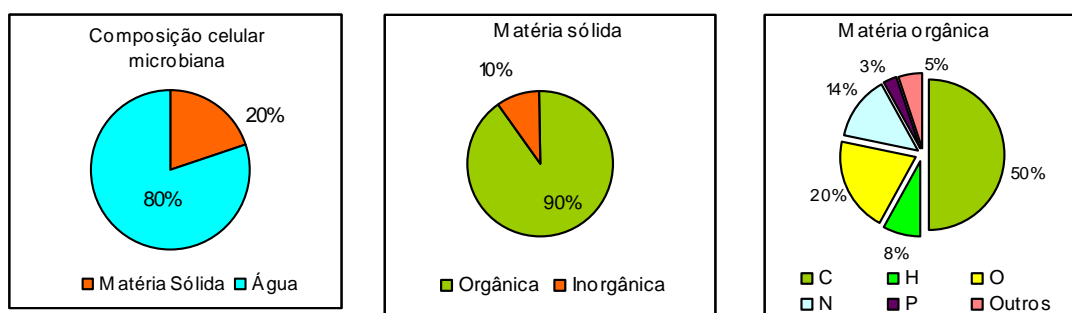


Figura 3.3 - Composição celular microbiana global, em matéria sólida e matéria orgânica

Em termos de composição elementar muitas células microbianas contêm cerca de 45 a 55% de carbono, 16 a 22% de oxigénio, 12 a 16 % de azoto, 7 a 10% de hidrogénio, 2 a 5 % de fósforo e percentagens abaixo de 0.5% de micronutrientes como o sódio, cálcio, magnésio, cloro e ferro, além de elementos vestigiais de molibdénio, cobalto, manganês e zinco (Figura 3.3).

Como se pode constatar pela Tabela 3.3, a maior parte dos componentes dos RSU têm uma composição química cuja estrutura é similar à de decompositores da matéria orgânica.

Tabela 3.3 – Composição química geral de resíduos urbanos biodegradáveis (Haug, R.T, 1993)

Componente do Resíduo	Composição Química Típica	Referências
Resíduos Urbanos	C ₆₄ H ₁₀₄ O ₃₇ N	Haug et al.
Biodegradáveis	C ₉₉ H ₁₄₈ O ₅₉ N	Corey
Madeira	C ₂₉₅ H ₄₂₀ O ₁₈₆ N	Corey
Relva	C ₂₃ H ₃₈ O ₁₇ N	
Lixo: restos	C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	
Resíduos Alimentares	C ₁₈ H ₂₆ O ₁₀ N	Kayhanian and Tchobanoglous
Papel	C ₂₆₆ H ₄₃₄ O ₂₁₀ N	
Resíduos Verdes	C ₂₇ H ₃₈ O ₁₆ N	
Bactérias	C ₅ H ₇ O ₂ N	
Fungos	C ₁₀ H ₁₇ O ₆ N	

A maior parte dos componentes dos RSU cuja origem são árvores e plantas de jardins, podem ser considerados lenhinocelulósicos. Colectivamente os componentes celulósicos são referidos como holocelulose e consistem de celulose e hemicelulose (Lynch, 1985). A celulose é um hidrato de carbono constituído por glucose e a hemicelulose é um polímero heterogéneo de hexoses e pentoses, muito abundante em resíduos sólidos urbanos e lamas de esgotos. Por seu lado, a lenhina é um polímero baseado em três ácidos fenólicos.

Os menores constituintes de certas lenhinoceluloses (madeiras, palha de arroz e de trigo, bambu, bagaço de cana, etc.) são proteínas, pectinas, lípidos e minerais (com base no peso), enquanto que os maiores constituintes são a celulose, com 30 a 44%, a hemicelulose com 18 a 39% e a lenhina com 12 a 28%. As fibras do algodão contêm de 80-95 % de celulose e de 5 a 20% de hemicelulose (Lynch, 1985).

Os principais factores que afectam o metabolismo de decomposição da celulose são: a disponibilidade de N, o arejamento (O₂), a temperatura, a humidade, o pH, a presença de outros hidratos de carbono e a presença de lenhina (Cowling *et al*, 1976; Pereira Neto, 1987), sugerindo que a aplicação de azoto inorgânico em materiais celulósicos (de elevada C/N) acelera a sua decomposição.

A decomposição deste tipo de material é realizada pela acção de microrganismos criofílicos/mesofílicos e termofílicos, nas faixas de temperatura que vão dos 20 a 28°C

(bactérias da decomposição da celulose) a faixas termofílicas de 45 a 55°C (fungos) e 50 a 55°C (actinomicetos), assumindo-se as bactérias aeróbias, os fungos e os actinomicetos como os organismos decompositores mais eficientes. Assim, teores de humidade acima de 70%, ao criarem condições de anaerobiose, reduzem a decomposição destes materiais, por si só já de difícil decomposição (Lossin, 1971; Finstein *et al.*, 1982), como acontece muitas vezes nos aterros de resíduos.

3.5.2 As etapas da biodegradação

Após a disposição de resíduos num aterro verificam-se, sucessivamente, metabolismos aeróbios e, sobretudo, anaeróbios. Com efeito, o oxigénio contido inicialmente nos poros da massa de resíduos difunde-se pelas camadas superiores permitindo a actividade de microrganismos aeróbios. No entanto, este é um período muito breve e, embora dependente da metodologia de operação do aterro, não vai além de 2 a 3 meses no máximo (podendo até ser de apenas umas semanas), dado que a disposição permanente de resíduos sobre camadas já aterradas interrompe a acumulação de ar atmosférico nos interstícios. Assim, o oxigénio se vai esgotando devido ao efeito conjunto do consumo pelos microrganismos aeróbios e das operações de recobrimento que impedem a sua difusão pelas diversas camadas, propiciando condições para se verificar a fermentação anaeróbia.

3.5.2.1 A fase aeróbia

A fase aeróbia é a primeira etapa na degradação da matéria orgânica, apesar de temporalmente curta (genericamente caracterizada na fase I da degradação microbiana de resíduos). O oxigénio do ar é o receptor final dos electrões das reacções de oxi-redução. Estas reacções são fortemente exotérmicas: podem gerar de 380 a 460 kJ por mole de oxigénio consumido (Pirt 1978; Emberton 1986; Lanini 1998). Durante este período são observadas temperaturas elevadas na massa de resíduos, podendo estabelecer-se perfis térmicos característicos (Lanini, 1998; Aguilar-Juarez, 2000). Nesta fase há igualmente produção de água e dióxido de carbono.

3.5.2.2 A fase anaeróbia

A fase anaeróbia constitui a etapa mais longa da degradação dos RSU (engloba as fases: de transição, ácida, metânica e de maturação, que se descrevem a seguir). É caracterizada por uma sucessão de reacções complexas e interdependentes entre si. Ao longo do tempo, a matéria orgânica vai sendo transformada em biogás. Por outro lado, a libertação de calor, muito menor que durante a fase aeróbia, é de aproximadamente 2 a 60 kJ por mole de CH_4 produzido, de acordo com Pirt (1978), Emberton (1986), e Barlaz *et al.*, (1990).

Os microrganismos que participam no processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos: *primeiro grupo* - composto por bactérias fermentativas que hidrolisam os polímeros em monómeros e estes em acetato, hidrogénio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos (ex.: glicose);

segundo grupo - formado por bactérias acetogénicas produtoras de hidrogénio, que convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogénio e dióxido de carbono;

terceiro grupo - formado por dois grupos diferentes de bactérias metanogénicas, que utilizam os produtos finais do segundo grupo para seus substratos essenciais. Um desses grupos transforma o CH_3COOH em CH_4 e CO_2 . O outro produz CH_4 através da redução do CO_2 .

O processo de digestão anaeróbia, por simplificação pode ser analisado em quatro fases principais: Hidrólise, Acidogénese, Acetogénese e Metanogénese (Figura 3.4).

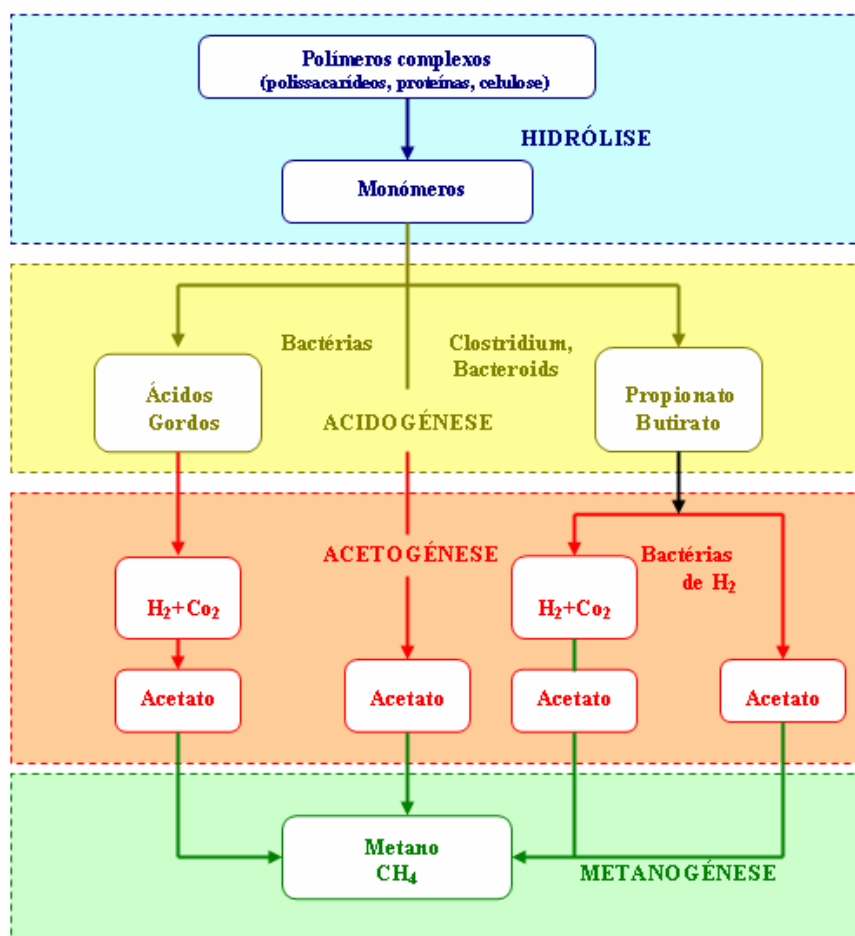


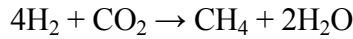
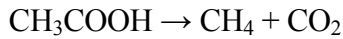
Figura 3.4 – Esquema das conversões anaeróbias

Hidrólise: os materiais particulados complexos (polímeros) são hidrolisados em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores) que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, uma vez que estas não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. A hidrólise dos polímeros ocorre usualmente de forma lenta, sendo vários os factores que podem afectar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado: a temperatura do reactor; o tempo de residência do substrato no reactor; a composição do substrato (ex.: teores de lenhina, hidratos de carbono, proteínas e lípidos); o tamanho das partículas; o pH do meio; a concentração de $NH_4^+ - N$; a concentração de produtos da hidrólise (ex.: ácidos gordos voláteis). Resumindo: hidratos de carbono, proteínas e compostos lípidos são hidrolisados por enzimas em moléculas muito mais simples assimiláveis pelas bactérias, como açúcares e aminoácidos.

Acidogénese: Os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são metabolizados, no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são a posteriori excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos gordos voláteis, álcoois, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrogénio, amónia e sulfureto de hidrogénio, para além de novas células bacterianas. Os ácidos gordos voláteis são produzidos por organismos fermentativos (bactérias fermentativas acidogénicas). A acidogénese é efectuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, designadamente as espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As *Clostridium* formam esporos, o que lhes confere capacidade de sobrevivência em ambientes adversos. As *Bacteroids* participam na degradação de açúcares e aminoácidos. Resumindo, os substratos procedentes da hidrólise são transformados em ácidos orgânicos, álcoois, amoníaco, dióxido de carbono e de hidrogénio.

Acetogénese: As bactérias acetogénicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogénica, obtendo-se um substrato apropriado para as bactérias metanogénicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogénicas são: H_2 , CO_2 e CH_3COOH . Durante a formação dos ácidos acético e propiónico, é formada uma grande quantidade de hidrogénio, fazendo com que o valor do *pH* do meio se acidifique. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogénicas, apenas o hidrogénio e o acetato podem ser utilizados directamente pelas bactérias metanogénicas. Porém, pelo menos 50% da matéria biodegradável é convertida em propionato e butirato que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogénio pela acção das bactérias acetogénicas. Resumindo, os produtos da acidogénese são transformados pelas bactérias acetogénicas em hidrogénio, dióxido de carbono e acetato.

Metanogénese: A fase final do processo global da digestão anaeróbia de compostos orgânicos e sua transformação em CH_4 e CO_2 é efectuada pelas bactérias metanogénicas, que utilizam um número limitado de substratos, designadamente o ácido acético, o hidrogénio, o dióxido de carbono, o ácido fórmico, o metanol, as metilaminas e o monóxido de carbono. Um dos sub-grupos de bactérias metanogénicas forma CH_4 a partir de ácido acético ou metanol, e outro sub-grupo produz CH_4 a partir de hidrogénio e dióxido de carbono, de acordo com as seguintes reacções:



Uma outra abordagem no estudo da estabilização da matéria orgânica consiste em seguir a evolução da composição do biogás. Com efeito, em função dos metabolismos activos durante a degradação da matéria orgânica, a composição das emissões gasosas varia de maneira significativa com o tempo.

3.5.2.3 Mecanismos da produção do biogás em aterro

A produção de biogás resultante da fermentação de resíduos orgânicos em aterros processa-se através de um complexo conjunto de fenómenos realizados por microrganismos em que se podem caracterizar em quatro ou cinco fases mais ou menos bem distintas. Devido à singularidade dos fenómenos ocorridos no interior da massa de resíduos (Tchobanoglous *et al.*, 1993) podem ser descritos em cinco fases distintas (Figura 3.5).

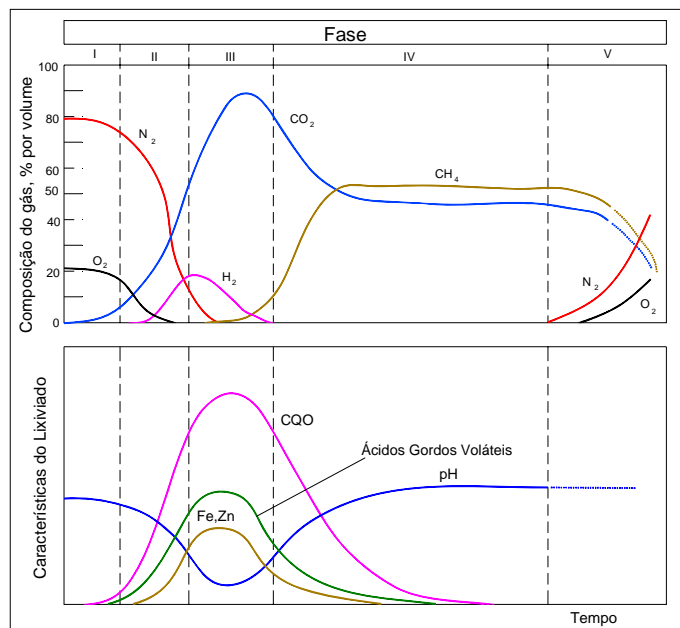


Figura 3.5 - Fases da geração de biogás em aterros (Adap. Tchobanoglous, 1993)

Fase I: fase inicial - é uma fase de aclimação ou de ajustamento dos microrganismos presentes, na qual os componentes orgânicos dos RSU sofrem uma decomposição microbiana logo que são depositados no Aterro Sanitário. Esta primeira decomposição biológica ocorre sob condições aeróbias. As principais fontes de organismos responsáveis pela decomposição, (quer seja aeróbia, quer anaeróbia), são o solo utilizado para o recobrimento dos resíduos, os lixiviados provenientes de sistemas de recirculação (quando houver), as lamas de ETAR quando depositadas, que transportam os microrganismos decompositores de RSU e os próprios resíduos.

Fase II: fase de transição - com a rarefacção do oxigénio, inicia-se a anaerobiose no interior do aterro. Os nitratos (NO_3^-) e sulfatos (SO_4^{2-}), electrões receptores nas reacções de conversão biológica, são muitas vezes reduzidos a azoto gasoso (N_2) e sulfureto de hidrogénio (H_2S). Na Tabela 3.4 apresentam-se os electrões receptores típicos em reacções biológicas. Com a queda do potencial redox inicia-se a formação de metano e dióxido de carbono, portanto a 3ª fase deste sistema de transformações químicas e biológicas. Nesta fase o pH do lixiviado começa a cair devido à presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO_2 na massa de resíduos.

Tabela 3.4 - Electrões receptores típicos em reacções biológicas.

Ambiente	Electrão	Processo
Aeróbio	O_2	Metabolismo aeróbio
	NO_3^-	Desnitrificação
Anaeróbio	SO_4^{2-}	Redução de sulfato
	CO_2	Metanogénese

Fase III: fase ácida - esta fase inicia-se na fase terminal anterior, com a produção de CH_4 , acelerando com a actividade microbiana de produção de ácidos orgânicos e menores quantidades de H_2 . O primeiro passo desta fase envolve a hidrólise dos componentes de maior massa molecular (lípidos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos) em compostos passíveis de serem utilizados pelos microrganismos como fonte de energia e

carbono. O segundo passo do processo é a acidogénese em que os componentes formados no primeiro passo são convertidos em ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de ácido fúlvico.

O dióxido de carbono (CO_2) é o primeiro gás a formar-se nesta fase, através de reacções dos decompositores não-metanogénicos, nomeadamente facultativos e anaeróbios, designados microrganismos formadores de ácidos. Também se formam pequenas quantidades de H_2 nesta fase. Devido à presença dos ácidos orgânicos e do CO_2 em elevadas concentrações, o pH do lixiviado, quando existe nesta fase, cai para valores abaixo de 5. A CBO_5 e a CQO , bem como a condutividade aumentam significativamente nesta fase, pela dissolução dos ácidos orgânicos no lixiviado. Devido ao baixo pH do lixiviado, muitos constituintes inorgânicos, designadamente os metais pesados, solubilizam-se nesta fase, tornando o lixiviado mais difícil de ser tratado devido à inibição microbiana que introduz nos processos de tratamento. Também muitos nutrientes presentes nos lixiviados, N , P e K , são removidos nesta fase. Se o lixiviado não for recirculado, estes nutrientes fundamentais para o metabolismo dos decompositores, perder-se-ão do sistema. Se não se formar lixiviados, os produtos resultantes das conversões desta fase, permanecem adsorvidos à massa de resíduos e à água contida nos mesmos.

Fase IV: fase metânica - é a fase da fermentação metanogénica, em que um segundo grupo de microrganismos (metanogénicos ou metânicos), estritamente anaeróbios convertem o ácido acético e o hidrogénio gasoso, formado na fase ácida, em CH_4 e CO_2 . No interior da massa de resíduos no AS os valores de pH tornam-se neutros (entre 6.8 e 8). Por sua vez o pH do lixiviado aumenta, diminuindo as concentrações da CBO_5 , da CQO e da condutividade. Com valores do pH elevados poucos constituintes inorgânicos permanecem em solução, resultando em reduzida concentração de metais pesados no lixiviado formado.

Durante esta fase, verifica-se a estabilização das velocidades de produção e da composição do biogás que, segundo Lambert (1997) varia geralmente entre 50 e 70% de CH_4 e entre 30 e 50% de CO_2 . Outros compostos gasosos podem igualmente aparecer em estado vestigial como o sulfureto de hidrogénio (H_2S) ou os compostos orgânicos voláteis (COV). Esta é a fase mais longa, a que se segue o decaimento (Fase V) quando

cessam as transformações biológicas no aterro e a sua estabilização. Deve realçar-se que poderá haver uma falsa estabilização num aterro, por défice de humidade (mumificação do aterro), que é passageira e dura apenas o tempo em que não estão criadas condições metabólicas para que se desenvolva na sua plenitude.

Fase V: maturação - ocorre após a conversão dos componentes rapidamente biodegradáveis em CH_4 e CO_2 na fase IV. Como a humidade continua a migrar pelo AS, o material biodegradável inacessível ou indisponível para ser utilizado pelos microrganismos, passa a estar disponível e será convertido. A taxa de produção de biogás diminui bastante nesta fase, porque os substratos que permanecem no AS são de biodegradabilidade lenta. Os principais gases continuam a ser o CH_4 e CO_2 e, é comum o lixiviado conter ácidos fúlvico e húmico, cuja tratabilidade biológica é difícil. A duração das fases descritas depende das características do aterro e, principalmente, da distribuição, quantidade e características da matéria orgânica, de aspectos meteorológicos (pluviosidade e temperatura) e modo de operação do aterro (grau de compactação, por exemplo): a falta de água retarda os processos metabólicos; a alta compactação dos resíduos dificulta a chegada de água a toda a matéria orgânica, retardando a degradação. Nestas condições, a produção de biogás é menor e mais lenta.

A biodegradabilidade dos constituintes orgânicos dos resíduos é muitas vezes medida através do seu teor em sólidos voláteis (SV), mascarando a realidade, porque vários dos constituintes orgânicos dos RSU têm elevado teor de SV e baixa biodegradabilidade, como é o caso do papel e cartão, ricos em celuloses, cujo teor de SV é de 94% dos sólidos totais (ST) e baixa biodegradabilidade, enquanto os restos de alimentos, altamente biodegradáveis, tem teor de SV de 7 a 15% dos ST. De facto, Chandler *et al.*, (1980) referidos por Tchobanoglous *et al.*, (1993) tendo constatado que a interpretação da medida da biodegradabilidade pelos SV não é a mais adequada, relacionaram a biodegradabilidade com o conteúdo em lenhina (LC), propondo a seguinte expressão:

$$FB = \alpha - \beta LC (\%) \quad (3.1)$$

Em que:

FB = é a fracção biodegradável expressa na base de SV

LC = representa o teor percentual de lenhina dos sólidos voláteis, base seca

$\alpha = 83\%$ e $\beta = 2,8\%$

Com base neste conceito os principais componentes orgânicos dos RSU podem ser classificados em rapidamente biodegradáveis, medianamente biodegradáveis e lentamente biodegradáveis (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Biodegradabilidade e constituintes dos RSU

Componentes Orgânicos dos RSU	Biodegradabilidade			Conteúdo em lenhina (% SV)	Fracção biodegradável (% SV)
	Rápida (3 meses a 5 anos)	Média (5 a 10 anos)	Lenta (10 a 50 ou mais anos)		
Restos alimentares	Sim			0,4	82
Jornais		Sim		21,9	22
Cartão		Sim		12,9	47
Plásticos *	-		-		
Têxteis	-		Sim		
Borracha e couro			Sim	-	
Madeira			Sim		
Restos jardins	Sim			4,1	72

* Não biodegradável

3.5.3 *Factores que influenciam a actividade biológica*

As reacções de degradação da matéria orgânica são condicionadas por numerosos parâmetros ambientais. Embora bem conhecidos, os seus efeitos permanecem ainda dificilmente quantificáveis devido à sua mútua dependência. De entre os principais factores que controlam a actividade microbiana e a produção de biogás destacam-se, a humidade dos resíduos e a temperatura. A humidade, principalmente, proveniente da pluviosidade, é mesmo limitante no processo degradativo (Mc Dougall e Pyrah, 1999; Jokela *et al* 1999; Alejandro Held, 1996; Tchobanoglous *et al* 1993; Gurijala e Suflita 1983; Rees 1980; Farquhar e Rovers 1973). Outros parâmetros como a composição dos RSU, a sua extensão

e disposição no aterro, as suas características físicas (densidade, porosidade) e o pH do meio, revelam-se elementos importantes para as cinéticas de degradação.

3.5.3.1 Humidade

A humidade dos resíduos é o factor determinante nas cinéticas de degradação e por conseguinte das produções gasosas. Diversos autores estabeleceram teores de humidade abaixo dos quais as populações microbianas não podem desenvolver-se correctamente e, como consequência, qualquer produção gasosa torna-se então quase inexistente. Com efeito, para Schulze (1961); Haug (1993); e Palmisano e Barlaz (1996) esse limite mínimo encontra-se entre 10 e 20% em relação massa total húmida. Buivid *et al.*, (1981), Nobre *et al.*, (1988), Gurijala e Sufilita (1993) consideram que abaixo de 25 a 30% não há metabolismo. Esta humidade mínima corresponde à quantidade de água vital aos microrganismos activos da degradação. Pode ser considerada como sendo uma fina película de água que envolve as partículas sólidas da matriz porosa necessária à mobilidade e à difusão das bactérias.

Acima desta humidade mínima, a produção de biogás não cessa de aumentar com o teor de água nos resíduos. A Figura 3.6 resume algumas experiências reportadas na bibliografia. Contudo, se qualitativamente os resultados são comparáveis, as quantidades de biogás produzidas, para uma mesma humidade, variam de acordo com as características dos resíduos depositados. De facto, parece ser difícil estabelecer modelos teóricos de produção de biogás em função da humidade sem ter em conta a sua composição.

Por outro lado, uma elevada humidade, próxima da saturação, revelar-se-ia inibidora para as reacções de degradação (Gurijala e Sufilita, 1993; Jokela *et al.*, 1999), em parte devido à grande diluição das bactérias no meio aquoso, o que tornaria menos eficazes as suas acções sobre o substrato sólido e, conseqüentemente, diminuiria a produção gasosa.

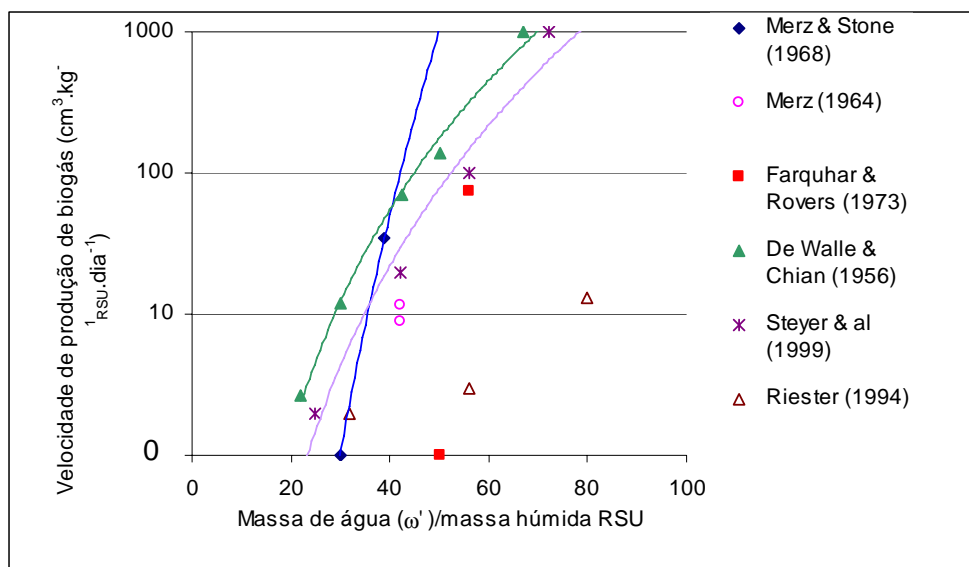


Figura 3.6 - Influência da humidade na produção de biogás

3.5.3.2 Temperatura

A importância da temperatura na produção de biogás está associada à natureza das populações microbianas activas durante a degradação dos resíduos e, consequentemente, no controlo das velocidades das cinéticas bioquímicas. O nível térmico atingido pelo meio conduz à classificação de populações bacterianas (Tabela 3.6) em três tipos: criofílicas, mesofílicas e termofílicas (Brock, 1970; Stainer *et al.*, 1976; Biddlestone *et al.*, 1981 e Alexander, 1977).

Tabela 3.6 – Classificação dos microrganismos de acordo com a temperatura de desenvolvimento

	Brock (1970)	Stainer <i>et al</i> (1976)	Biddlestone <i>et al.</i> ,(1981)	Alexander (1977)
Criofílicas	0 – 25 °C	< 20° C	< 20° C	-
Mesofílicas	25 – 40 °C	20 – 45 °C	20 – 40 °C	15 – 45 °C
Termofílicas	> 45 °C	> 55 °C	> 40 °C	45 – 65 °C

As temperaturas observadas nos aterros de resíduos parecem indicar que a actividade biológica se deve essencialmente às bactérias mesofílicas e termofílicas. Para cada uma destas populações existe um intervalo óptimo de temperatura para se estabelecer a metanogénese, fora do qual as reacções de degradação podem ser completamente

inibidas. A Figura 3.7 mostra que temperaturas superiores a 65°C são causadoras de bloqueamento dos processos metanogénicos.

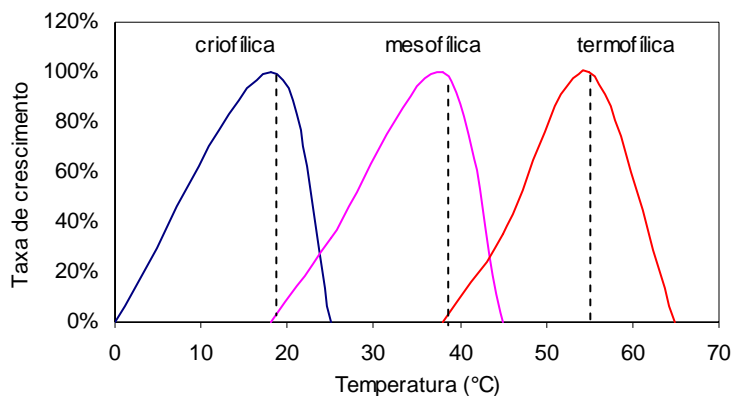


Figura 3.7 – Classificação dos microrganismos quanto à temperatura das cinéticas de crescimento (Biddlestone *et al.*, 1981)

3.5.3.3 pH

O pH ótimo é normalmente bem definido para cada espécie e diferentes espécies toleram diferentes valores de *pH*. Porém, para crescer bem num meio ácido ou básico, um microrganismo deve ser capaz de manter o seu *pH* intracelular em torno de 7,5, independentemente do valor do *pH* do meio externo.

Para contornar esse problema de grande variação de *pH* do meio, a célula microbiana possui a propriedade de ceder ou absorver íons de hidrogénio com o meio externo de tal modo que este é alterado para valores dentro do seu intervalo de tolerância, evitando assim a morte (autoregulação do meio).

Segundo Farquahr e Rovers (1973); Tchobanoglous *et al.*,(1993); Riestter (1994) e Lambert (1997), o *pH* ótimo para a fermentação metanogénica situar-se-ia em volta da neutralidade, entre 6.8 e 7.2. Valores de *pH* demasiado ácido nos resíduos (*pH* <5.5) podem tornar-se inibidores para as reacções de metanogénese.

3.5.3.4 Dimensão da fracção biodegradável

A característica dos resíduos e a sua biodegradabilidade são os parâmetros essenciais para se estimar o potencial de produção de CH_4 . Quanto maior for a fracção biodegradável, mais elevada é a produção de gases. A estimativa deste potencial é geralmente realizada colocando uma amostra de RSU ou um seu constituinte orgânico específico numa célula anaeróbia com uma inoculação bem determinada (Lambert, 1997). Diferentes velocidades de degradação dos resíduos levaram Findikakis *et al.*, (1979); Arigala *et al.*, (1995), Fadel *et al.*, (1996); Meraz, (1997), a distinguir três grandes classes de resíduos orgânicos: (i) Os rapidamente biodegradáveis, que representam cerca de 30% da composição dos RSU em Portugal: geralmente constituídos por matérias fermentáveis (putrescíveis), os resíduos verdes como folhas de árvores, os frutos e legumes, alguns papéis, restos de preparação de refeições, produtos animais; (ii) os medianamente biodegradáveis, estimados em cerca de 20% da composição total dos resíduos: englobam diversos resíduos como alguns tipos de papel e restos de podas de árvores (madeira); e (iii) os lentamente biodegradáveis, que representam quase 30% da composição dos RSU: são compostos essencialmente de gorduras, papel e cartão, têxteis, couros, madeiras de embalagens.

Os estudos relativos à influência da dimensão e à densidade das partículas são ainda relativamente controversos. Contudo, levando em consideração os resultados de experiências laboratoriais, estas sugerem que os resíduos triturados, por terem maior superfície específica, conduzem a uma maior e mais rápida produção de CH_4 (Pereira Neto, 1987; Ham e Bookter, 1982; Buivid *et al.*, 1981; de Walle *et al.*, 1978).

3.6 ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES GERADAS NA MASSA DE RESÍDUOS

3.6.1 Lixiviados

Os lixiviados são caracterizados por altas concentrações de matéria orgânica e quantidades consideráveis de metais pesados que lhes confere complexidade de tratabilidade e responsáveis pelos custos elevados de exploração dos modernos aterros sanitários. A determinação do caudal gerado num aterro não é fácil devido aos variados factores envolvidos, levando ao aparecimento de centenas de modelos de previsão formuladas por diversos autores, nem sempre aplicáveis com bons resultados. A sazonalidade e a extensão da área de exploração do aterro, as características dos resíduos e os complexos fenómenos físicos, químicos e biológicos mutuamente dependentes e interdependentes, concorrem para essa dificuldade. Por outro lado, as características singulares de um aterro fazem com que um modelo construído para um determinado aterro não possa ser adequado na sua aplicação a outros.

Em termos gerais, podemos concluir que a geração de lixiviados depende, para cada aterro, do seu balanço hídrico que é definido em função das entradas e saídas de água no sistema. São contabilizadas como entradas: a água de precipitações (P), a humidade dos resíduos depositados (H_R), a água de material de cobertura (W_{mc}), e como saídas consideram-se: as águas de escoamentos superficiais (ES), a evapotranspiração (ET), a evaporação (Ev), a água consumida na formação do biogás (W_b), a água da capacidade de campo (FC) e o Lixiviado (L_0).

Deve referir-se que a quantidade de humidade dos resíduos e do material de cobertura, depende da época do ano em que se realiza a avaliação e do estado operacional em que se encontra o alvéolo. Apresenta-se na Figura 3.8 um esquema com os mecanismos de formação dos lixiviados e a expressão polinomial correspondente a cada uma das situações operacionais dum aterro em área encerrada e em área aberta.

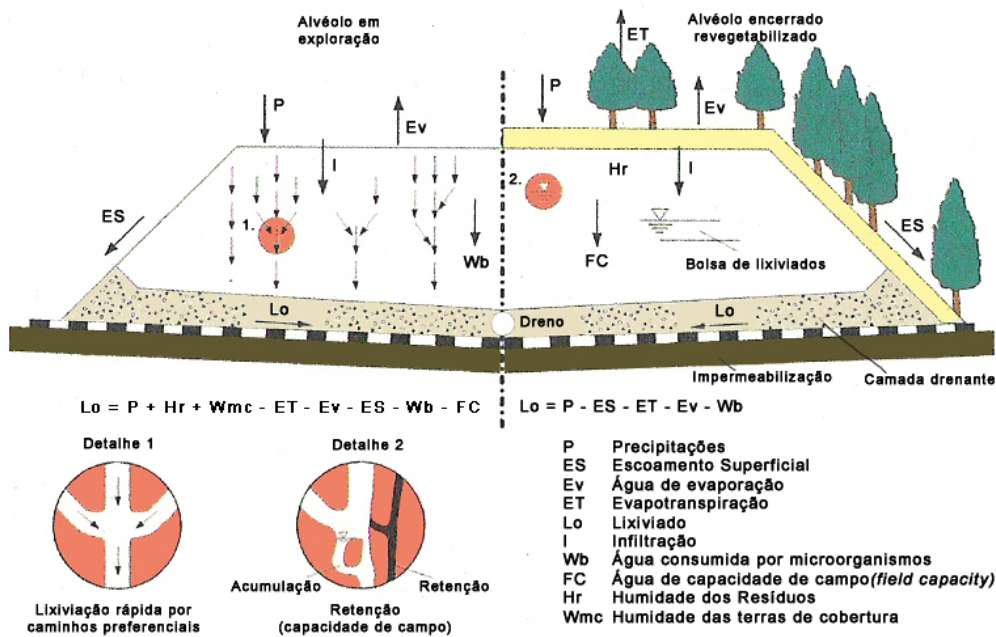


Figura 3.8 – Mecanismo de formação dos lixiviados (adap. Held, 1996)

A equação simplificada da geração de lixiviados pode ser expressa do seguinte modo:

Para as áreas encerradas:

$$L0 = P - ES - ET - Ev - Wb \quad (m^3/d) \quad (3.2)$$

Para as áreas em exploração:

$$L0 = P + HR + Wmc - ES - ET - Ev - Wb - FC \quad (m^3/d) \quad (3.3)$$

Para além da aleatoriedade na determinação das variáveis meteorológicas, esta equação encerra grandes dificuldades na determinação das várias parcelas de água no interior da massa de resíduos, pois dependem, em grande medida, das suas próprias características.

A humidade dos resíduos é geralmente considerada em torno de 50%, não se levando em consideração o teor de humidade dos solos de cobertura como contributo de água no aterro (a humidade do material de cobertura ronda os 6 a 12% quando se trata de solos arenosos e de 23 a 30% para solos argilosos, praticamente insignificantes quando em confronto com a água proveniente da pluviosidade).

A água consumida na decomposição orgânica para gerar o biogás anaerobiamente pode ser estimada utilizando-se a equação representativa da conversão da fracção rapidamente biodegradável (RB) e a respectiva massa molar. Para um exemplo em que a composição química dos RSU seja dada por: $C_{68}H_{111}O_{50}N$, a água consumida é de 0.165 Kg/Kg de matéria biodegradável degradada na actividade microbiana. Desta razão pode estimar-se um valor de 5.3 litros de água consumida por cada metro cúbico de biogás produzido (admitindo um valor de 874 m³ de biogás produzido por tonelada de RSU de matéria biodegradada).

A quantidade de vapor de água que se perde do aterro é determinada assumindo-se que o biogás está saturado com vapor de água, donde aplicando a equação dos gases perfeitos, $P_v V = nRT$, em que P_v é a pressão de vapor de água à temperatura T (°C), V o volume (m³), R a constante dos gases perfeitos = 7.38 kN/m² a 40°C, obtemos 0.035 kg H_2O /m³ de biogás.

A capacidade de campo (field capacity - FC), segundo Veihmeyer e Hendrickson (1931), adaptado para aterros de resíduos por analogia com as ciências do solo, é a humidade (quantidade de água) que um perfil do aterro retém contra a acção da gravidade, após plenamente inundado e deixado drenar livremente por uns poucos dias (um a quatro dias), em condições de campo. Determina o volume máximo aproximado de água que o corpo de um aterro bem drenado pode armazenar por longos períodos sem evapotranspiração e sem constituir lixiviado. A capacidade de campo de um aterro depende de vários factores intrínsecos aos resíduos, em que a sobrecarga sobre os depositados desempenha papel primordial. Pode ser estimado pela seguinte expressão proposta por Tchobanoglous *et al.*, (1993):

$$FC = 0,6 - 0,55 \left(\frac{W}{10000 + W} \right) \tag{3.4}$$

Em que FC é a capacidade de campo e W a sobrecarga calculada a meia altura da célula considerada.

Atendendo aos seus valores relativos, considerado nas equações (3.2) e (3.3), as outras perdas e ganhos de água são normalmente desprezáveis, face às que se descreveram. No entanto, dependendo do local e do aterro, os seus valores poderão ser importantes e deverão ser equacionadas caso a caso para um balanço hídrico mais preciso.

3.6.2 Biogás

O biogás produzido nos aterros que recebam resíduos biodegradáveis deverá ser captado, tratado e utilizado de forma a reduzir ao mínimo os efeitos negativos ou a deterioração do ambiente e os riscos para a saúde pública. Caso os gases captados não possam ser utilizados para a produção de energia, deverão ser queimados num queimador, vulgarmente denominado de tocha, em temperaturas e tempos de retenção na câmara de queima adequadas, mínima de 850 °C e 0.3 segundos, respectivamente.

Nos sistemas de extracção do biogás é menos usual a utilização de geossintéticos, porém, com a função de separador entre o material granular envolvente da tubagem da rede horizontal de extracção e o material de capeamento é vulgar a utilização de geotêxteis. Os poços verticais têm, normalmente cerca de 1m de diâmetro, podendo iniciar-se em blocos de gabiões. Exteriormente estão envolvidos por anéis de betão perfurado (Figura 3.9), preenchidos por material granular grosseiro, normalmente brita. Uma solução alternativa com vista à redução da rigidez da estrutura vertical consiste em substituir os anéis de betão por anéis em geogrelhas.

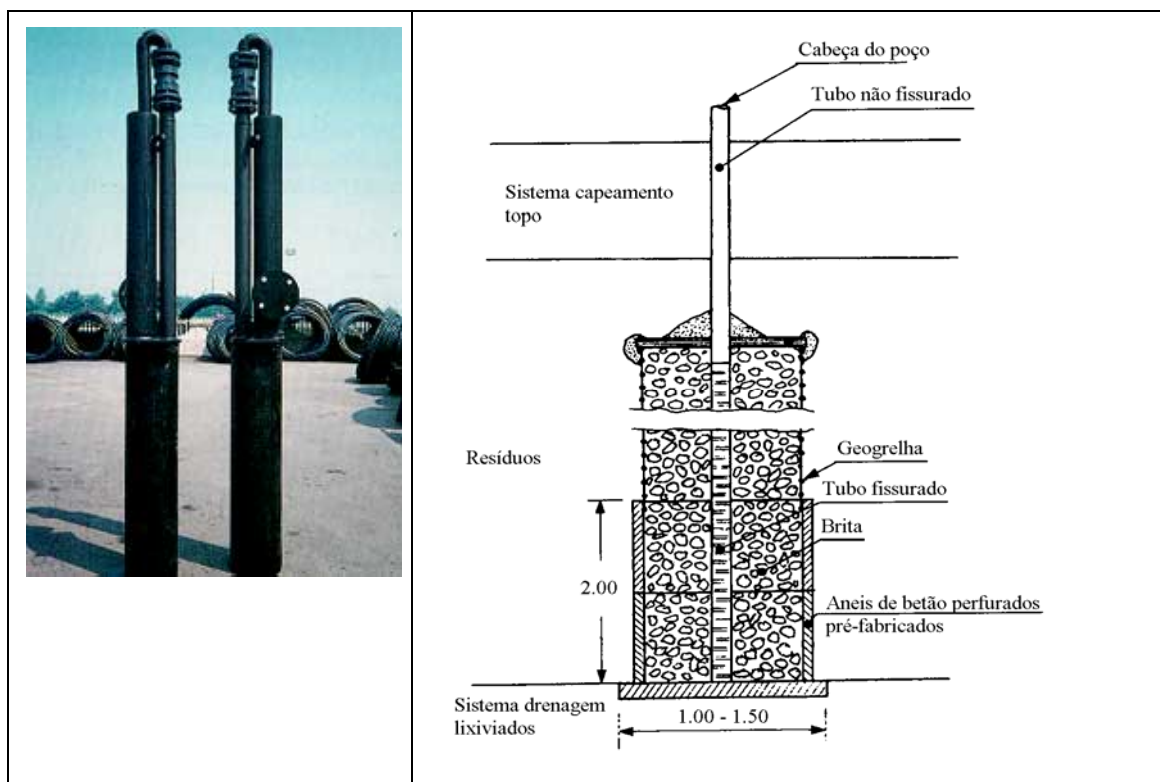
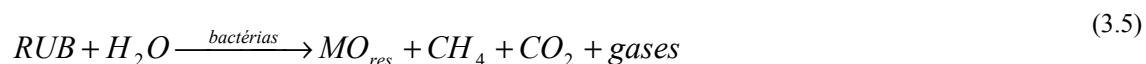


Figura 3.9 – Cabeça de poço e Esquema de poço de extracção de biogás (adaptado de Cancelli e Cazzuffi, 1994).

As reacções químicas decorrentes da decomposição anaeróbia da fracção biodegradável dos RSU podem ser genericamente representadas pela equação:



Em que: *RUB* – resíduos urbanos biodegradáveis; *MO_{res}* – matéria orgânica resistente

Daqui se infere que a produção de gás nos aterros sanitários, explanado nas diferentes fases, depende de vários factores, como a constituição dos RSU, a sua distribuição no Aterro Sanitário, a disponibilidade de nutrientes para os decompositores, teor de humidade dos resíduos e a sua distribuição nos alvéolos e o grau inicial de compactação. Mas, essencialmente, depende da existência de água.

A falta de humidade retarda a desgaseificação do aterro sanitário, tal como altas densidades de compactação dos resíduos também reduzem a taxa de bioconversão e de produção de gás, dada a dificuldade da humidade chegar a todos os pontos do aterro sanitário. Com

efeito, em aterros sanitários com défice de humidade, ditos aterros “mumificados”, jornais (matéria orgânica estabilizada e lentamente biodegradável), podem permanecer por décadas intactos. Ou seja, a humidade é um parâmetro que afecta a taxa e o período de desgaseificação de um aterro sanitário. Cabe referir a importância que tem a inoculação do aterro com lixiviados provenientes da recirculação na aceleração dos fenómenos de bioconversão.

O volume de biogás produzido durante a decomposição anaeróbia dos resíduos, depende de vários factores. Se considerarmos a matéria orgânica presente nos RSU (com excepção dos plásticos) for representada pela fórmula $C_aH_bO_cN_d$ e assumindo-se a integral decomposição da fracção orgânica em CH_4 e CO_2 , pode estimar-se o volume total de gás, aplicando a seguinte equação química:



$$\omega = \left(\frac{4a - b - 2c + 3d}{4} \right) \quad (3.7)$$

$$\alpha = \left(\frac{4a + b - 2c - 3d}{8} \right) \quad (3.8)$$

$$\beta = \left(\frac{4a - b + 2c + 3d}{8} \right) \quad (3.9)$$

Com base na composição dos RUB em Portugal, considerando a composição média de resíduos fermentáveis de 35.9%, segundo dados dos Sistemas de gestão de RSU, a composição química desta fracção tem os coeficientes $a = 50$; $b = 79$; $c = 30$ e $d = 1$, sendo representativos da fracção rapidamente biodegradável e responsável pela produção de gás, ou seja $C_{50}H_{79}O_{30}N$.

Aplicando-se a equação precedente, a produção máxima teórica de biogás é de $874m^3/ton$ de matéria orgânica fermentável em condições óptimas, que corresponde a cerca de 2.8 ton de RSU. Admitindo um rendimento de degradação num aterro de 40%, o potencial anual de formação de biogás nos aterros portugueses é de $1.6 \times 10^9 m^3$ (Figura 3.10).

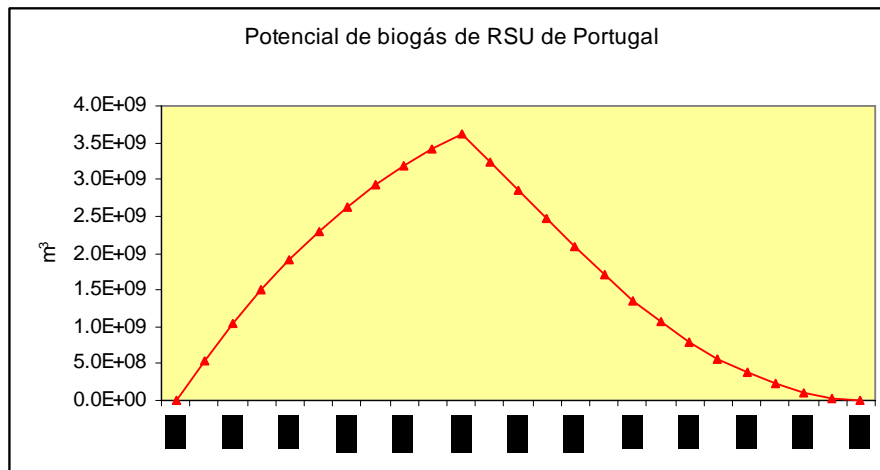


Figura 3.10 – Potencial teórico de biogás produzido em aterros em Portugal

Em condições normais, a taxa de decomposição da fracção orgânica dos resíduos sólidos, medida em produção de gás, atinge o seu máximo em 2 anos (Tchobanoglous *et al*, 1993), declinando daí em diante até aos 10 anos, quando praticamente cessa a produção. No entanto, a actividade no interior do aterro sanitário pode prolongar-se para além dos 25 anos. O tempo de actividade depende das condições locais, designadamente o teor de humidade, óptimo em torno de 50 a 60%, e uniformemente distribuído, o que raramente acontece. No primeiro caso a actividade decompositora será muito maior, ao passo que a carência de humidade limitará a produção de biogás e, por conseguinte, a estabilização do aterro. Na Tabela 3.7 apresenta-se a constituição do biogás pelos seus principais gases em percentagem do seu peso.

Tabela 3.7 - Constituição típica do biogás (Tchobanoglous, 1993)

Componente	Fórmula	% volume (varia com a idade do aterro)
Metano	CH ₄	45 - 60
Dióxido de carbono	CO ₂	40 - 60
Nitrogénio (azoto)	N ₂	2 - 5
Oxigénio	O ₂	0.1 - 1.0
Aniões de enxofre	SO ₂ ⁻	0 - 1.0
Amónia	NH ₃	0.1 - 1.0
Hidrogénio	H ₂	0 - 0.2
Monóxido de carbono	CO	0 - 0.2
Vestígias	-	0.01 - 0.6

4. ASPECTOS PRÁTICOS DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

4.1 HIDRÁULICA DA DRENAGEM DE LIXIVIADOS

Embora os resíduos sólidos incorporem água na sua constituição, a maior parte é proveniente da precipitação que percola sobre o corpo de resíduos. Neste trajecto de percolação, associado ao metabolismo microbiano de decomposição da matéria orgânica presente nos RSU, a água dissolve diversos elementos químicos dos resíduos e produtos da decomposição microbiana, constituindo os lixiviados, num movimento descendente até chegar ao fundo da camada impermeável. Os lixiviados assim gerados seguem depois uma trajectória horizontal no sentido da inclinação do plano do fundo do alvéolo até atingirem um dreno que os recolhem e transportam para fora da fronteira do sistema para posterior tratamento em unidades normalmente localizadas adjacente às células do aterro sanitário.

A necessidade de aterros para a disposição final de resíduos sólidos, pré-tratados ou não, continuará a ser uma realidade por muitos anos, pese embora as grandes evoluções tecnológicas mais recentes e as imposições legais para a redução da geração de resíduos e diminuição da disposição de matéria orgânica. Porém, a produção de lixiviados (e de biogás) nestas infra-estruturas não deixa de ser uma consequência inevitável.

Daí a justificação do desenvolvimento e aplicação de modelos matemáticos para a simulação do comportamento dos resíduos no aterro, ao longo do tempo, com interesse para o seu melhor conhecimento e controlo. A maior parte dos modelos são direccionados para a fase líquida, especialmente para a previsão da quantidade gerada. A produção de biogás e a estabilidade mecânica da massa de resíduos também têm sido objecto de modelação de forma separada.

A estimativa do caudal gerado em aterros é o principal objectivo de grande parte dos modelos matemáticos de que Lu *et al.*, (1981 e 1984) fazem referência nos seus estudos,

reportando um total de 240 procedimentos diferentes para cálculo dos caudais de lixiviados.

Procedimentos de cálculo envolvendo uma diversidade de parâmetros e um elevado empirismo, levaram ao desenvolvimento de modelos de simulação computacional mais amigáveis e fiáveis. Lutton *et al.*, (1979) adaptaram um modelo do Laboratório de Hidrografia do Departamento de Agricultura Americano (USDAHL) aos aterros sanitários. Um modelo mais completo, especificamente criado para sistemas de disposição de resíduos sólidos, é o HSSWDS (Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites) desenvolvido por Perrier e Gibson (1980). Posteriormente, aparece um dos programas mais utilizados nos balanços hídricos em aterros sanitários, o HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), desenvolvido pelo U.S. Army Corps of Engineers para a agência ambiental americana USEPA.

O modelo HELP é um modelo quasi-bi-dimensional, determinístico, para determinação de balanços hídricos numa coluna unidimensional de um aterro. Requer uma gama relativamente extensa de dados de entrada, relativamente a valores diários de precipitação, radiação solar e temperatura média do ar, entre outros. O Visual HELP, versão mais aperfeiçoada do modelo, contém uma base de dados com materiais empregados na impermeabilização e drenagem de aterros, além de informações de inúmeras estações climatológicas, com interface para serem aplicadas em SIG.

4.1.1 Evapotranspiração

As perdas de água a partir da superfície de um aterro para a atmosfera são devidas à evaporação da água retida na superfície do solo e perdas por transpiração das plantas do coberto vegetal, tal como acontece nas superfícies cultivadas. No entanto, a distinção entre estas parcelas é difícil por não haver métodos de determinação em separado. Esta é a razão porque estas variáveis aparecem sob a mesma designação de evapotranspiração (ET), representando maioritariamente o fenómeno físico da evaporação. A energia necessária para que haja lugar ao processo de evaporação é controlada por factores meteorológicos (Brutsaert, 1984), tendo a evapotranspiração sido estimada a partir do balanço de energia e

do transporte de vapor de água de uma superfície livre de água por Penman no longínquo ano de 1948.

A quantidade de humidade disponível para evapotranspiração num aterro é afectada pelo tipo de solo da cobertura e da respectiva vegetação existente. Naturalmente, uma característica desejável num projecto de aterro sanitário é aumentar a evapotranspiração para reduzir a produção de lixiviados (Dass *et al.*, 1977).

A medida da evapotranspiração real e a sua extrapolação constituem um método mais rigoroso em relação às reais perdas de água. Muitos autores propuseram métodos para estimar a evapotranspiração utilizando lisímetros e sistemas medidores de evaporação (Jens *et al.*, 1949; Viessman *et al.*, 1977; Linsley e Franzini 1979; Chow *et al.*, 1988).

Muitas equações empíricas de evaporação/evapotranspiração foram propostas por vários autores. Veihmeyer (1964) resumiu e comentou métodos e equações sugeridas por Hedke, Lowry-Johnson, Blaney-Criddle, Blaney-Morin, Penman, Hargreaves, e Thornthwaite. Entre estes métodos e equações, os procedimentos fornecidos por Thornthwaite e Mather (1955, 1957) são os de maior aplicação. Este método utiliza valores tabelados de: (i) índice de calor; (ii) temperatura; e (iii) factor de correcção.

Pode falar-se, portanto, em métodos de estimativa e métodos de medida. Para se trabalhar com uma ferramenta computacional seria conveniente incluir um método de estimativa, por fornecer equações empíricas que poderão ser ajustadas com dados de fácil acesso. Considerou-se que o método mais apropriado para o cálculo da evapotranspiração potencial é o de Thornthwaite.

Thornthwaite (segundo Swami *et al.*, 1978) estabeleceu uma equação para um mês de 30 dias, que correlaciona dados de evapotranspiração potencial, medida em evapotranspirómetros e em bacias hidrológicas, com dados de temperatura média mensal e comprimento do dia. A partir dessa correlação foi estabelecida a formulação que segue.

$$E_p = 1,6 \left(\frac{10 * T}{I} \right)^a \quad (cm / mês) \quad (4.1)$$

Em que:

E_p = evapotranspiração potencial não ajustada (cm)

T = temperatura média mensal, em °C;

$$a = 0,492 + (0,675 * I^3 - 77,1 * I^2 + 17920 * I) * 10^{-6} \quad (4.2)$$

I = é o índice térmico anual, correspondente à soma de 12 índices térmicos mensais.

$$I_i = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad (4.3)$$

4.1.2 Escoamento em regime transiente

As hipóteses de Dupuit-Forchheimer, esquematizadas na Figura 4.1, correspondem às seguintes simplificações: (i) os comprimentos das trajetórias entre duas equipotenciais são iguais às suas projecções na horizontal ($ds=dx$ na figura); e (ii) qualquer vertical pode assimilar-se a uma linha isopiezométrica e tem velocidade igual em todos os pontos (Kirkham e Powers, 1972). Apesar das hipóteses de Dupuit-Forchheimer serem impossibilidades físicas, muitas das soluções de problemas de drenagem nelas baseadas, têm uma resposta similar à dos mais rigorosos métodos (Kirkham, 1967).

Com efeito, da análise da Figura 4.1 pode concluir-se que as hipóteses de Dupuit-Forchheimer são particularmente vantajosas quando as dimensões x e y são significativamente maiores do que a dimensão segundo a coordenada z . Isso ocorre, de facto, em muitas superfícies freáticas (lençóis freáticos) ou superfícies piezométricas pouco inclinadas, onde os gradientes hidráulicos verticais são desprezíveis ou mesmo nulos. Esta situação ocorre no fundo dos alvéolos de aterros sanitários, em que o escoamento dos lixiviados sobre a camada drenante do fundo se processa numa altura de centímetros, no contexto de um comprimento de centenas de metros, o que permite expressar a posição dessas superfícies freáticas apenas em função das coordenadas x e y , e do tempo.

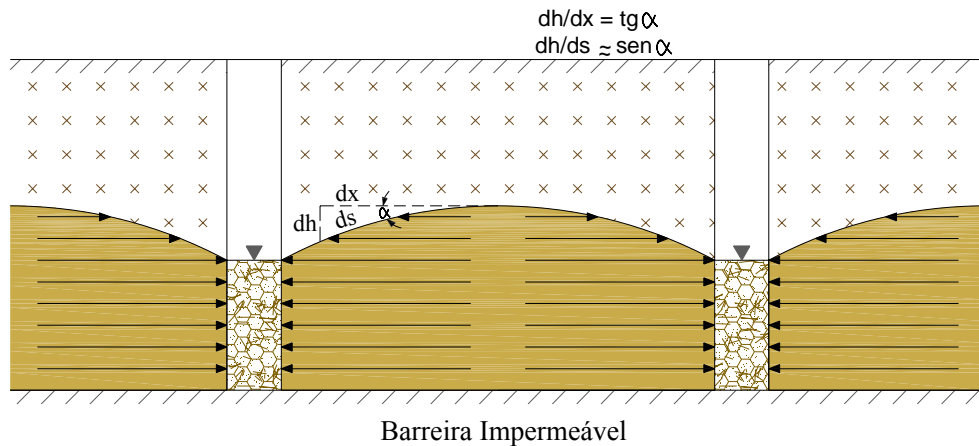


Figura 4.1 Representação esquemática das hipóteses de Dupuit-Forchheimer

Embora se trate de uma equação diferencial não linear, ela pode, em algumas circunstâncias, ser linearizável, com inúmeras aplicações de interesse prático, como veremos.

Para o estabelecimento do cálculo do espaçamento entre drenos são utilizadas equações cujas expressões matemáticas são deduzidas das condições do movimento da água até eles sob certas condições geométricas da região do fluxo. Existem dois regimes de fluxo de água até aos drenos: (i) se a descarga do sistema iguala a recarga da superfície freática, o balanço de água na zona saturada equilibra-se e a posição da superfície freática não varia com o tempo, sendo a carga hidráulica função única da posição, que caracterizam o regime não transiente ou permanente. Essas condições ocorrem quando a recarga é de baixa intensidade, devida a chuvas moderadas ou infiltrações de longa duração; (ii) se a descarga difere da recarga, o balanço não é equilibrado e o lençol freático flutua, sendo a recarga hidráulica função da posição e do tempo, que caracterizam o regime transiente, ou não permanente. Com efeito estas condições ocorrem em sistemas de drenagem profunda e descontínua no tempo e em casos de chuvas de grande intensidade e curta duração, como acontece muitas vezes, por exemplo, em aterros sanitários.

Consideremos uma massa de resíduos constituído por um material poroso homogéneo, limitado inferiormente por uma superfície impermeável (barreira) e acima por uma superfície livre, exposta à pressão atmosférica, como esquematizado na Figura 4.2. Admitindo-se que a água ocupa totalmente os poros da massa de resíduos, estando

equilibradas ou mesmo desprezadas as forças de tensão superficial e que a espessura do corpo de resíduos seja pequena comparativamente à sua extensão, então os movimentos dão-se em planos horizontais, podendo desprezar-se as componentes verticais do fluxo e também as perdas de energia que tais componentes ocasionariam, sendo, assim, constante a velocidade em toda vertical (assumidas as hipóteses de Dupuit-Forchheimer). Com o objectivo de estudar a continuidade da massa líquida num prisma vertical assente sobre o plano de referencia ($z=0$), admite-se, ainda, a existência de uma recarga q uniforme por infiltração através da superfície do terreno (Figura 4.2) e que o movimento é variável.

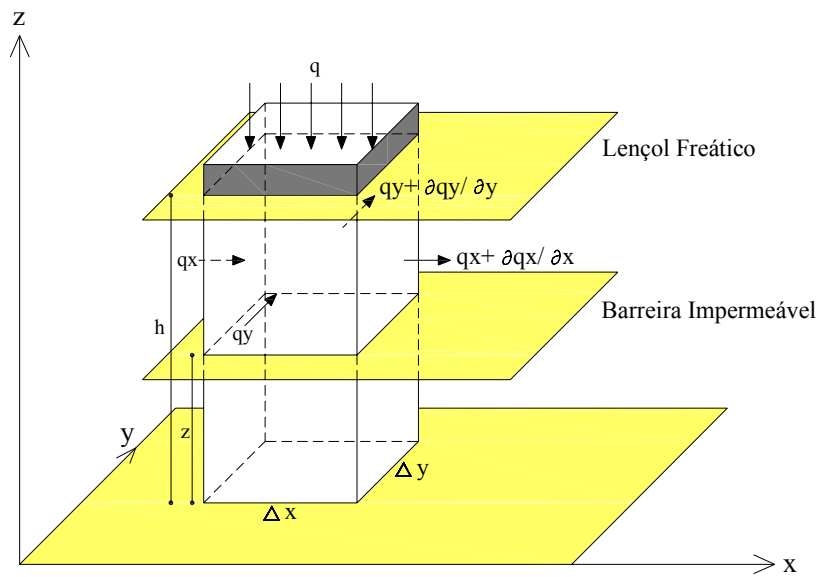


Figura 4.2 – Continuidade da massa líquida numa coluna de resíduos sobre o plano de referência impermeável. Adaptado de Prevedello (1992).

Considerando os eixos x e y coincidentes com o plano horizontal de referência, a partir do qual se mede verticalmente a cota h da superfície freática e da barreira impermeável z , então a variação de volume no prisma de secção recta $dx \cdot dy$, no tempo dt , é

$$\frac{\partial h}{\partial t} \cdot dt \cdot dx \cdot dy \quad (4.4)$$

Se a porosidade drenável, definida como volume de água por unidade de área drenada, por unidade de variação na altura do lençol freático, é α , então a variação do volume líquido drenado do prisma, no tempo dt , é

$$\frac{\partial h}{\partial t} \cdot \alpha \cdot dt \cdot dx \cdot dy \quad (4.5)$$

A variação expressa por esta equação é devida à diferença entre os fluxos de entrada e saída pelas superfícies do prisma, incluindo a procedente da infiltração vertical (q) que penetra pela superfície superior.

A quantidade de água que pode alimentar o prisma por infiltração, no intervalo de tempo dt , é

$$q \cdot dx \cdot dy \cdot dt \quad (4.6)$$

A quantidade de água que entra na direcção x , no intervalo dt , é

$$q_x (h - z) dy \cdot dt \quad (4.7)$$

e a quantidade de água que sai pela face oposta, no mesmo intervalo dt , é

$$q_x (h - z) dy \cdot dt + \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) (h - z) dx \cdot dy \cdot dt \quad (4.8)$$

A variação na quantidade de água é, então, a diferença da quantidade de água que entra pela que sai, ou seja:

$$-\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) (h - z) \cdot dx \cdot dy \cdot dt \quad (4.9)$$

Procedendo de modo análogo para a direcção y fica

$$-\left(\frac{\partial q_y}{\partial y} \right) (h - z) \cdot dx \cdot dy \cdot dt \quad (4.10)$$

A soma das equações (4.8), (4.9), e (4.10) deve ser igual à equação (4.4) porque a variação na quantidade de água nas direcções x e y , somadas à quantidade de água infiltrada, deve ser igual à variação na quantidade de água drenada pelo prisma. Logo,

$$-\left[\frac{\partial q_x}{\partial x} (h-z) + \left(\frac{\partial q_y}{\partial y} \right) (h-z) \right] \cdot dx \cdot dy \cdot dt + q \cdot dx \cdot dy \cdot dt = \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \alpha \cdot dx \cdot dy \cdot dt \quad (4.11)$$

Esta é a equação da continuidade aplicada a um elemento diferencial da região do fluxo que, como se nota, resulta de um balanço das entradas e saídas de água no elemento.

Tendo em atenção que pela equação de Darcy $q_x = -K_x \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right)$ e $q_y = -K_y \left(\frac{\partial h}{\partial y} \right)$, onde K_x e K_y são as condutividades hidráulicas do meio nas direcções x e y , respectivamente, h é a energia da água no solo (considerada a soma dos potenciais de pressão e gravitacional), então a equação (4.11), para um meio poroso isotrópico ($K_x=K_y=K$), toma o seguinte aspecto:

$$K \left[\frac{\partial \left[\frac{(h-z) \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right)}{\partial x} \right]}{\partial x} + \frac{\partial \left[\frac{(h-z) \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial y} \right)}{\partial y} \right]}{\partial y} \right] + q = \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \alpha \quad (4.12)$$

Esta é a equação diferencial parcial de segunda ordem, parabólica, não linear em h , que governa o movimento de água num lençol freático em condições transientes, conhecida como equação de Boussinesq (1903, 1904).

Se a barreira impermeável for horizontal e coincidente com o plano de comparação ($z=0$), como acontece nos aterros sanitários, a equação (4.12) simplifica-se em:

$$K \left[\frac{\partial \left(\frac{h \partial h}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(\frac{h \partial h}{\partial y} \right)}{\partial y} \right] + q = \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \alpha \quad (4.13)$$

$$K \left[h \left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} \right) + \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right)^2 + h \left(\frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \right) + \left(\frac{\partial h}{\partial y} \right)^2 \right] + q = \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \alpha \quad (4.14)$$

Levando em consideração que $h\left(\frac{\partial h}{\partial x}\right) = \left(\frac{1}{2}\right) \cdot \left(\frac{\partial h^2}{\partial x}\right)$, então a equação (4.13) também pode ser escrita como

$$\frac{K}{2} \left[\frac{\partial^2 h^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h^2}{\partial y^2} \right] + q = \frac{\partial h}{\partial t} \alpha \quad (4.15)$$

Alguns autores, ainda, segundo van Schilfgaarde (1974), com vista à simplificação da equação (4.14), baseiam-se na aceitação da hipótese de que h é muito grande relativamente à sua derivada, além de que, numa primeira aproximação, admitem que

$$\left(\frac{\partial h}{\partial x}\right)^2 = \left(\frac{\partial h}{\partial y}\right)^2 = 0, \text{ que resulta em:}$$

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{q}{K \bar{h}} = \frac{\partial h}{\partial t} \cdot \frac{\alpha}{K \bar{h}} \quad (4.16)$$

onde \bar{h} é uma constante e representa a espessura média do aquífero (lixiviado).

A equação (4.16), quando $q=0$, simplifica-se e toma a forma:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{\partial h}{\partial t} \cdot \frac{\alpha}{K \bar{h}} \quad (4.17)$$

A equação (4.17) é frequentemente utilizada em problemas de drenagem sob condições de regime de fluxo transiente (não permanente).

4.1.3 Escoamento em condições estacionárias

4.1.3.1 Definições e simplificações

A solução analítica apresentada para o cálculo da altura de lixiviados é função da inclinação do fundo, da extensão dessa superfície inclinada, da condutividade hidráulica do

material aplicado e da taxa de percolação do lixiviado depois de percolado pela massa de resíduos. Apresenta-se na Figura 4.3 as características geométricas do lixiviado acima da camada drenante.

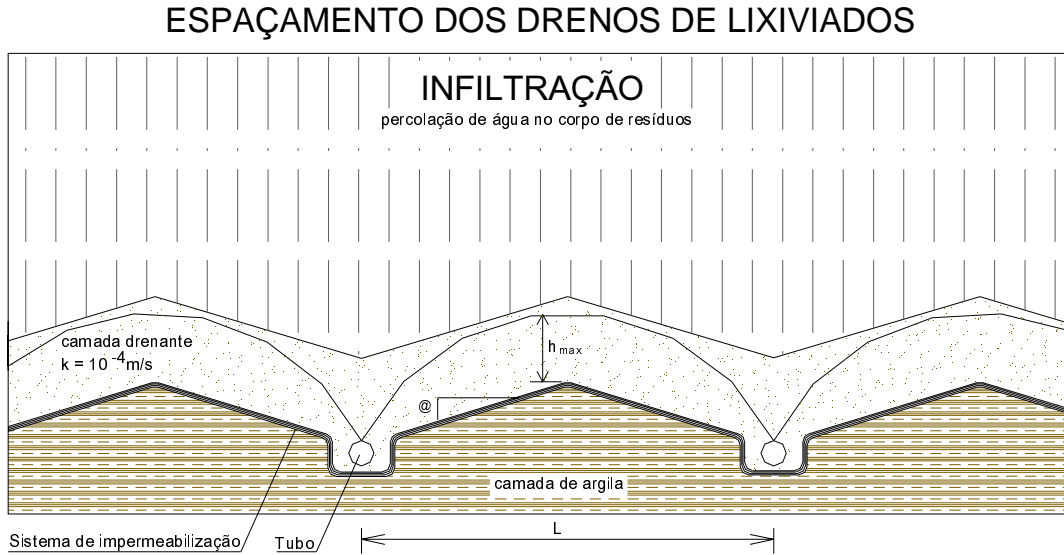


Figura 4.3 – Características geométricas do lixiviado acima da camada drenante.

Num ponto do sistema de drenagem dos lixiviados, no fundo de um alvéolo de aterro sanitário, a superfície freática do lixiviado caracteriza-se pela profundidade medida na vertical acima da geomembrana, ou a espessura de lixiviado T , medido na perpendicular ao plano inclinado do fundo e função do ângulo de inclinação, β (Figura 4.4).

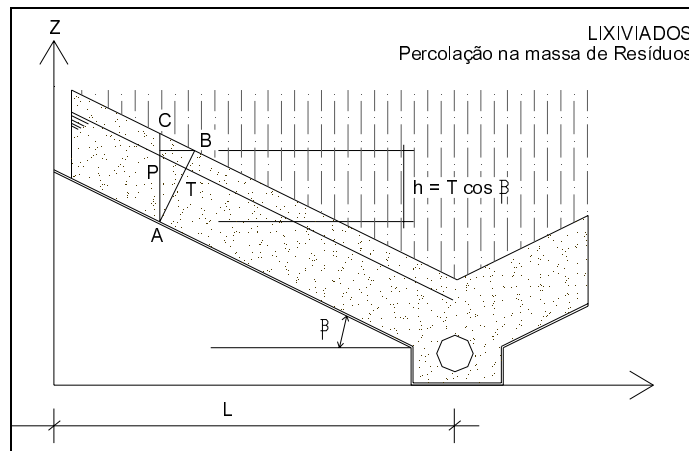


Figura 4.4 – Relação entre profundidade e espessura acima da geomembrana

Assumindo que o lixiviado escoo paralelamente à superfície inclinada do fundo, superfícies equipotenciais como AB, são perpendiculares ao plano inclinado e, como consequência, a carga estática é a mesma em qualquer ponto da superfície equipotencial.

De acordo com a definição clássica da hidráulica temos:

$$h_A = h_B = z_A + T \cos \beta + p_B / \rho g \quad (4.18)$$

Em que h_A = carga estática em A; h_B = carga estática em B; z_A = cota de A em relação a um plano de referência; p_B = pressão em B, isto é, pressão atmosférica; ρ = densidade do lixiviado; g = aceleração da gravidade.

Utilizando pressões efectivas, a cota de A como a do plano de referência, teremos a seguinte simplificação:

$$h_A = h_B = h = T \cos \beta \quad (4.19)$$

Também designada energia específica. Consta-se que não é significativa a diferença entre profundidade do lixiviado, espessura e carga estática, para inclinações inferiores a 10° (erro menor de 1.5%).

4.1.3.2 Parâmetros do problema

Consideram-se os seguintes parâmetros para o problema aqui formulado: camada de drenagem com comprimento L , inclinação do plano com ângulo β com a horizontal; condutividade hidráulica do material drenante k ; taxa de infiltração q_i (volume de lixiviado por unidade de tempo por unidade de área, LT^{-1}).

Assumidas as seguintes condições:

O fundo do alvéolo é constituído por um sistema impermeável que contém pelo menos uma geomembrana e todo o escoamento processa-se lateralmente na camada drenante;

O dreno tem capacidade de escoamento para todo o lixiviado;

A velocidade de percolação e o escoamento é baixa, ou seja, é aplicável a equação de Darcy (não há turbulência);

Pressão uniforme e constante em toda a superfície freática;

A carga hidráulica é constante em qualquer secção recta perpendicular ao plano inclinado do fundo.

4.1.3.3 Espessura de lixiviado

Assume-se que os lixiviados infiltrados na massa de resíduos escoam através da camada drenante de forma uniforme e constante, atingindo o estado estacionário, ou seja, o valor de máximo fluxo (Figura 4.5).

Aplicando-se a equação de Darcy, $Q=kiA$, em que Q é o caudal, i é o gradiente hidráulico, k é a condutividade hidráulica e a secção recta $A = T*B$, em que B é a largura unitária da secção recta e T a espessura de lixiviado medido perpendicularmente ao plano inclinado do fundo, define-se caudal por largura unitária $Q^* = Q/B = kiT$

Para cada abcissa x , calcula-se um valor de $Q^* = q_i (x + T \sin \beta)$

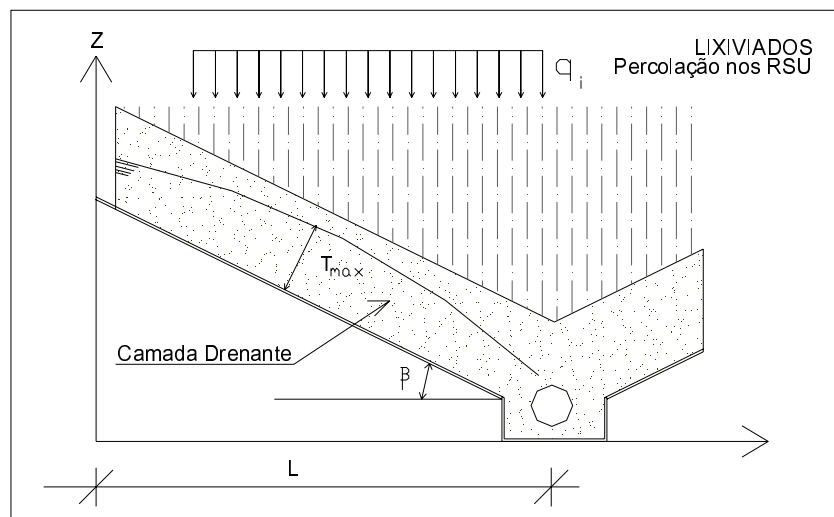


Figura 4.5 – Parâmetros utilizados na definição das equações

O caudal unitário, q_i é estimado a partir de dados da precipitação com a aplicação de um modelo matemático conhecido para a geração de lixiviados. O gradiente hidráulico i é definido como o decréscimo de carga pelo comprimento do escoamento, $i = -dh/(dx/\cos\beta)$. Usando-se a cota do dreno como plano de referência, a equação (4.18) vem:

$$h_A = h_B = h = (L-x)\operatorname{tg}\beta + T\cos\beta + p_B/\rho g \quad (4.20)$$

Assumindo que p_B é constante, diferenciando a equação (4.20), vem:

$$dh = -\operatorname{tg}\beta dx + \cos\beta dT \quad (4.21)$$

Substituindo dh em (4.19), vem:

$$i = (\operatorname{tg}\beta dx - \cos\beta dT)/(dx/\cos\beta) = \operatorname{sen}\beta - \cos 2\beta dT/dx \quad (4.22)$$

De $Q^* = kiT$ e $Q^* = q_i(x + T\operatorname{sen}\beta)$, combinando com a equação (4.22) vem:

$$k(\operatorname{sen}\beta - \cos 2\beta dT/dx)T = q_i(x + T\operatorname{sen}\beta) \quad (4.23)$$

Simplificando e rearranjando a equação (4.23), temos:

$$q_i x / (k \cos\beta) = \operatorname{tg}\beta T(1 - q_i/k) - \cos\beta T dT/dx \quad (4.24)$$

A equação (4.24) nos dá a espessura de lixiviado para uma abscissa x , em função de: taxa de infiltração q_i ; condutividade hidráulica do material drenante, k ; e o ângulo de inclinação do plano do fundo. A resolução analítica desta equação diferencial só é possível para duas situações limite (Giroud *et al.*, 1992): (i) quando q_i/k tende para zero e/ou o ângulo β é muito grande, a altura de escoamento tende para zero e o termo dT/dx é desprezável; e (ii) quando β tende para zero.

4.1.3.4 Solução analítica aproximada

Diversos investigadores propuseram equações simplificadas para o cálculo dos sistemas de drenagem de aterros sanitários, Moore (1980, 1983); Lesaffre (1987); Giroud (1985, 1992, 1995). Apresenta-se a equação de Giroud modificada, por ser aquela em que os valores

obtidos apresentam a menor diferença em relação aos obtidos com a solução numérica apresentada em (4.24).

Equação de Giroud modificada e respectivos coeficientes:

$$\frac{T_{\max}}{L} = j \frac{\sqrt{1+4\lambda}-1}{2} \left(\frac{\operatorname{tg}\beta}{\cos\beta} \right) \quad (4.25)$$

Em que:

$$\lambda = \frac{q_i/k}{\operatorname{tg}^2\beta} \quad (4.26)$$

e:

$$j = 1 - 0.12 \exp \left[- \left[\log \left(\frac{8\lambda}{5} \right)^{0.625} \right]^2 \right] \quad (4.27)$$

A validade obtida com a equação de Giroud modificada é expressa na razão entre os valores da espessura máxima de lixiviado no fundo da camada drenante (T_{\max}), calculados por esta equação aproximada e os obtidos através da resolução numérica da equação diferencial. Com efeito, para valores de q_i/k entre 10^{-8} e 10^{-1} e inclinação de fundo de 2% (praticamente abrangendo o intervalo em que se trabalha) os valores de T_{\max} são iguais em ambos os casos, ao contrário da aplicação das equações apresentados por outros investigadores.

Aplicação: o valor do caudal unitário, q_i , pode ser estimado através da pluviosidade do local aplicando-se um modelo computacional adequado. Segue-se o cálculo dos coeficientes λ e j com os quais se calcula T_{\max} e, multiplicando por $\cos\beta$, obtém-se a profundidade máxima de lixiviado, que é praticamente igual a T_{\max} , dado que o ângulo β é muito pequeno.

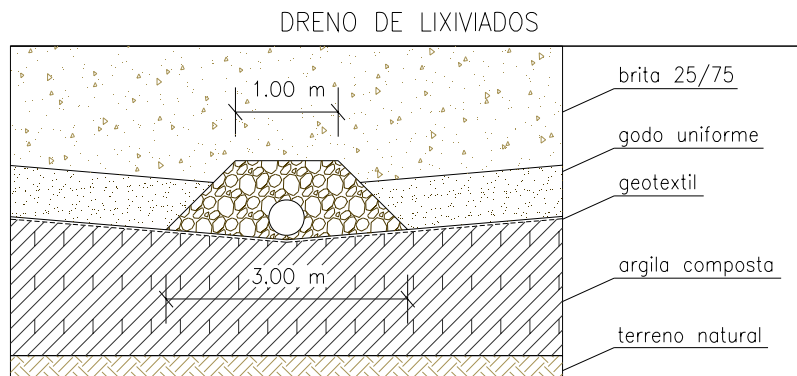


Figura 4.6 - Exemplo de sistema de drenagem de lixiviados (adaptado de Ramke, 1989).

4.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

4.2.1 Características qualitativas dos lixiviados

Os lixiviados de aterros sanitários têm características variáveis, como referido anteriormente, comprovação através da monitorização de diversos aterros sanitários, cujos estudos em alguns países mostram essa variabilidade. Kmet *et al.*, (1984) estudaram a evolução da qualidade dos lixiviados em 16 aterros sanitários, através dos parâmetros tais como pH, SS, condutividade eléctrica, CBO₅, CQO, dureza, alcalinidade, sulfatos, cloretos, metais pesados e poluentes prioritários para procedimentos legais. A duração dos estudos e a idade dos aterros não permitiu detectar tendências evolutivas com o tempo. Ehrig *et al* (1993) fizeram estudos similares em 15 aterros sanitários na Alemanha, num período de 1 a 5 anos, cujos resultados indicam que alguns dos parâmetros dos lixiviados, tais como CBO₅, CQO e metais pesados, mostram as mudanças com o avanço da decomposição dos resíduos no aterro, da fase anaeróbia ácida para a fase metanogénica. A CQO evidenciou grande variabilidade de local para local ao longo dos primeiros 8 anos, porém com relativa estabilização após esse período, em concentrações de 3000 a 4000 mg/L.

Robinson *et al* (1993) apresentam um estudo realizado no Reino Unido (RU) com dados detalhados dos lixiviados de aterros sanitários que, igualmente mostra a variação das suas características qualitativas, reduzindo as concentrações dos parâmetros analisados com o estabelecimento da fase metanogénica, tal como havia observado Ehrig *et al.*, (1993) na

Alemanha. Nas condições do RU, o estabelecimento desta fase de degradação foi observada ao fim de 3 anos de operação em metade dos aterros avaliados. Contudo, num dos aterros, após oito anos de vida, ainda não tinha sido confirmado o estabelecimento desta fase.

Krug *et al* (1997) apresentaram estudos de 13 aterros sanitários americanos (Tabela 4.1) utilizando a qualidade de lixiviados como indicador do grau de estabilização do aterro sanitário.

Tabela 4.1 – Intervalos observados nos aterros avaliados por Krug et al, (1997)

Parâmetro	unidade	Fase ácida anaeróbia	Fase metanogénica
CBO ₅	mg/L	10-50 000	10 - 2 000
CQO	mg/L	100-62 000	50 - 7 500
PH		4.5 - 7.0	7.0 - 8.2
Dureza	mg/L	100 - 14 000	100 - 6 000
Fe	mg/L	10 - 1 100	10 - 400
Cd	g/L	1 - 130	Jan-20
Condutividade esp.	µmho	500 - 35 000	500 - 20 000
Cloretos	mg/L	10 - 6 000	10 - 4 500
Na	mg/L	10 - 3 700	10 - 2 000

Os dados analisados mostraram o aumento geral dos parâmetros até ao encerramento do aterro, passando a verificar-se uma diminuição gradual em função do tempo. A maior queda nas concentrações verifica-se cerca de quatro anos após o encerramento do aterro, com a passagem da fase anaeróbia ácida para metanogénica. Para a CBO₅ constatou um crescimento médio até um pico de 8 000 mg/L no encerramento do aterro e uma queda para uma média de 1 000 mg/L depois de quatro anos. No entanto, um ano após o encerramento foi observado um valor de 50000 mg/L de CBO₅. Em termos de CQO o intervalo observado foi de 1000 a 60000 mg/L para a média mais baixa após quatro anos de encerramento e o máximo para um ano após o encerramento. Os maiores valores observados registaram-se em aterros sanitários que receberam, além de RSU, resíduos industriais e resíduos perigosos.

Os estudos de Qasim *et al.*, (1970); Fungaroli (1971); Pohland (1975, 1979), Chian *et al.*, (1976) Straub *et al.*, (1982), Lu *et al.*, (1984) e Pfeffer *et al.*, (1986) em aterros com diversas idades permitiram mostrar a tendência de evolução dos principais parâmetros de avaliação com a idade. No que concerne às características qualitativas, que as cargas poluentes dos lixiviados são compostas, em especial, por substâncias orgânicas, cuja determinação é feita através de parâmetros como: CBO₅, CQO, COT e AO_x; por formas de Azoto como NO₃, NH₄⁺ e NH₃; e finalmente por substâncias inorgânicas halogenadas, HCO₃, SO₄²⁻, Na⁺, Cl⁻ e Ca²⁻.

Apresenta-se na Tabela 4.2 mais alguns dados recolhidos por diversos autores em aterros de várias idades e locais, onde se constata a evolução dos parâmetros, em função da idade dos resíduos aterrados, identificados como novos ou velhos.

Tabela 4.2 - Composição química média de lixiviados de aterros sanitários (mg/L, excepto pH)

Origem	Idade	CQO	CBO ₅	pH	ST	SS	SSV	Nkj	N-NH ₃	P-PO ₄ ³⁻	Ref.
Lisimetro	novo	35 000	15 000	5	21 500	-	-	850	500	8 000	1
Holanda	novo	31 600	-	5.7	-	-	-	1 000	-	-	2
Espanha	novo	10 000	-	8	-	1 200	960	-	750	<1 000	3
RU	velho	670	70	7.5	-	-	-	-	260	540	4
Espanha	velho	1 200	-	7.6	-	350	280	-	270	<500	3
Brasil	-	18 100	11 000	6.6	14 400	10 800	-	710	550	22 700	5
USA	-	40 a 90 000	80 a 33 000	3.7-8.5	0- 6000	10-700	-	-	0-1000	6 500 a 85 000	6

1) Cameron *et al.* (1988); 2) Bekker *et al.* (1981); 3) Contreras *et al.* (1988); 4) Robinson *et al.* (1985);

5) Veit *et al.* (1983); 6) Gould *et al.* (1983)

Comparando estudos similares de Kylefors *et al.*, (1997) e de Ehrig *et al.*, (1988), aquele autor confirma a tendência evolutiva da maior parte dos parâmetros (CBO₅, CQO, COT, ácidos gordos voláteis, ST, SV), tendo também constatado que há mais elementos que são afectados com a degradação, apresentando maiores concentrações na fase ácida do que na fase metanogénica, designadamente os macronutrientes *N*, *P*, *K* e *Na*.

Qasim *et al.*, (1970, 1994), registaram elevadas concentrações de contaminantes em lixiviados profundos, quando comparados com aterros menos profundos em locais de pluviosidade similar. Em aterros profundos, os resíduos necessitam de mais água para a saturação e de mais tempo para a degradação. O processo de contacto da água com as sucessivas camadas de resíduos potencia fenómenos de transferência de poluentes químicos da fase sólida para a líquida até chegar ao fundo do alvéolo.

Mais tarde Liberti *et alli.*, (1997) em 5 anos de estudos no aterro sanitário de Bari, Itália, comprovaram as tendências de evolução qualitativa de lixiviados com o tempo, como os outros estudos já referidos.

Os metais pesados encontrados em lixiviados são similares aos encontrados em águas residuais urbanas, em que as concentrações dependem do tipo de resíduos admitidos e do modo de operação no aterro.

A presença de metais pesados em maiores concentrações é observada na fase ácida, devido ao potencial redox e ao aumento do pH, os quais permitem a formação de muitos sólidos complexos, conforme Kylefors *et al.*,(1997). Nos trabalhos realizados por este autor, constituem exceções o Pb, Cu, Ba e Al em testes laboratoriais, no entanto, sem confirmação em estudos de campo.

Na Tabela 4.3 apresenta-se um conjunto de dados referentes a metais pesados em lixiviados.

Tabela 4.3 - Concentração de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários (mg/L)

Origem	Idade	Zn	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	Cd	Ref.
Lisímetro	Novo	170	24	0.42	8.4	0.08	1.6	1.45	1
Holanda	Novo	26	-	0.43	0.32	0.3	0.12	0.02	2
Espanha	Novo	0.53-1.40	4.8-7.6	0.3-0.5	0.13-0.57	0.08-0.19	0.05-0.45	-	3
Inglaterra	velho	0.37	2.15	0.09	0.04	0.03	0.14	0.01	4
Espanha	velho	0.24-0.56	0.05-0.4	0.47-0.5	0.17-0.23	0.1-0.14	0.07-0.17	-	3
Brasil	-	6.3-10.4	2.4-15.2	-	0.41-0.75	0.14-0.29	0.58-0.68	0.06	5
USA	-	0.0-370	0.1-125	-	-	0.0-10	0.1-2.0	0.0-0.05	6

1) Cameron *et al.* (1988); 2) Bekker *et al.* (1981); 3) Contreras *et alli.* (1988); 4) Robinson *et al.* (1985);

5) Veit *et alli.* (1983) ; 6) Gould *et al.* (1983)

No que concerne à composição química de lixiviados, esta varia muito com a idade do aterro e do estágio em que se encontra a fase de geração de biogás. Se o lixiviado se encontra na fase ácida, registam-se valores elevados para a CBO₅, COT, CQO, nutrientes e metais pesados, enquanto que se o lixiviado for recolhido na fase metanogénica do aterro, os valores de CBO₅, COT, CQO e nutrientes são significativamente mais baixos.

Apresentam-se na Tabela 4.4 dados da composição de lixiviados de aterro sanitário em função da idade, onde se pode verificar a evolução da sua composição, o que é o mesmo

que dizer que cada alvéolo de um aterro sanitário, com idades diferentes, gera lixiviados diferentes.

Tabela 4.4 - Dados da composição dos lixiviados em aterros novos e velhos

Parâmetros/ Composição	Aterros Recentes		Aterro com mais de 10 anos
	Intervalo (mg/l)	Valor típico	
CBO ₅	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
CQO	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
COT	1 500 - 20 000	6 000	80 - 160
SST	200 - 2 000	500	100 - 400
Azoto orgânico	10 - 800	200	80 - 120
Azoto amoniacal	10 - 800	200	20 - 40
NO ₃ ⁻ - nitratos	Mai-40	25	5 - 10
P tot	5 - 100	30	5 - 10
Ortofosfatos - PO ₄	Abr-80	20	4 - 8
Alcalinidade em CaCO ₃	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
pH	4,5 - 7,5 (s/ unidades)	6	6,6 - 7,5
Dureza total em CaCO ₃	300 - 10 000	3 500	200 - 500

Pode constatar-se a variação da composição do lixiviado com a idade do aterro. Com efeito, se a amostragem for realizada quando o processo bioquímico no aterro estiver na fase ácida (fase III) o pH é baixo, enquanto as concentrações em CBO₅, CQO, COT, nutrientes e metais pesados são altas. Ao contrário, na fase IV (metanogénica), o pH rondará os 6.5 - 7.5, sendo aquelas concentrações muito mais baixas. A concentração de muitos dos metais pesados será também menor porque a solubilidade é menor em pH neutro (precipitando, portanto, permanecendo no interior do aterro).

Forgie (1988) sugere um critério para permitir a decisão na selecção de processos de tratamento de lixiviados em função da CQO. Se esta for elevada (acima de 10.000 mg/l), baixa concentração de azoto amoniacal e uma relação CBO/CQO entre 0,4 e 0,8, e uma concentração significativa de ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efectuado por ambos os processos, ou seja anaeróbio e aeróbio.

Razões entre 0.4 a 0.6 indicam boa e rápida biodegradabilidade do lixiviado. A razão CBO₅ / CQO de aterros velhos é muitas vezes inferior a 0.20, sendo comum estar compreendida no intervalo de 0.05 a 0.20 (Ehrig, 1987; Andreottila *et al.*, 1992; Tchobanoglous *et al.*, 1993). Esta queda naquela Razão deve-se à existência de ácidos

fúlvico e húmico, que são de lenta biodegradabilidade, requerendo tratamentos diferenciados.

Como se pode concluir esta variabilidade de constituição dos lixiviados com o tempo dificulta o estabelecimento de um sistema de tratamento para toda a vida do aterro. Assim, um método de tratamento de lixiviados para um aterro novo será muito diferente daquele que se propõe para um aterro velho.

As características dos lixiviados conferem potencial poder poluente que exige o conveniente tratamento (gestão, drenagem e tratamento propriamente dito). Com valores de CQO muitas vezes superiores a 200 vezes o de esgotos urbanos, com variações sazonais e anuais ao longo do envelhecimento do aterro, a simples transposição de esquemas usados para o tratamento de esgotos urbanos para os lixiviados tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor. Com efeito, o desenvolvimento dos métodos de tratamento dos lixiviados conduz-nos à distinção dos processos em dois grandes grupos, com diversas variantes, a saber: (i) processos de eliminação, que transformam grande parte das substâncias contaminantes em outras mais simples e inócuas (CO_2 , N_2 , H_2O); e (ii) processos de separação dos sólidos da fracção líquida dos lixiviados.

Estes processos podem ser combinados de várias formas, resultando em variantes distintas. Num primeiro grupo, aparecem as combinações de processos de separação com processos de eliminação baseados em tratamentos biológicos com etapas posteriores de eliminação e/ou separação de componentes não biodegradáveis.

No segundo grupo encontram-se os processos de separação físicos, físico-químicos e térmicos, cujos produtos finais são resíduos secos com concentrações superiores a 90% de sólidos e de um líquido que contém azoto amoniacal, sulfato de amónio, fosfato de amónio e azoto livre.

Um terceiro grupo é constituído por combinações de métodos de recirculação dos lixiviados e dos concentrados provenientes de processos de separação. O próprio aterro constitui um reactor anaeróbio para os concentrados inoculados conjuntamente com cerca

de 30% de lixiviado (facilidade de escoamento por bombagem), sendo este um procedimento muito comum em vários países (EUA, Alemanha, UK, Itália, Holanda, Áustria).

De um modo geral, da análise cuidada de trabalhos relatados na literatura, constata-se que em aterros de resíduos sólidos urbanos, os níveis de amónia nos lixiviados são altos. Em contrapartida, é comum a carência em fósforo e completo desbalanceamento de nutrientes para adequada degradação biológica. Com as particularidades apresentadas, ressaltando a variabilidade das características dos lixiviados, o seu tratamento é bastante sensível, requerendo o conhecimento dos diversos parâmetros envolvidos, sobressaindo aqui a importância do estudo dos lixiviados produzidos em aterros sanitários de alta compactação, muito em voga em Portugal nos novos AS.

4.2.2 Recirculação de lixiviados

Estudos experimentais à escala-piloto realizados nos EUA (Pohland, 1976; Robinson *et al.*, 1982; Tittlebaum, 1982) mostraram que o maior benefício da recirculação é a produção de lixiviados com uma baixa carga orgânica, num período de tempo relativamente curto (+/- 18 meses). Estes lixiviados eram semelhantes na sua composição orgânica a lixiviados produzidos por resíduos envelhecidos (por exemplo resíduos domésticos que foram armazenados durante cinco ou mais anos). Os resíduos sólidos também foram referidos como sendo degradados e estabilizados mais rapidamente devido à humidade crescente do AS, obtida por recirculação (Pohland, 1976).

Em pesquisas no Reino Unido (Robinson *et al.* 1982) também se demonstrou que a redução do volume de ácidos voláteis por evaporação contribuía para a redução da contaminação de lixiviados, se estes fossem recirculados para o corpo do aterro e dispersos sobre os resíduos acumulados. Contudo, também se concluiu que a recirculação, por si só, não constituía uma resposta completa para o problema de tratamento de lixiviados, mas um complemento, pelas seguintes razões:

Nas condições climáticas do RU, a precipitação excede a soma da evaporação potencial com a evapotranspiração, logo, o volume de lixiviado a recircular aumentaria com o tempo, excedendo a capacidade de absorção pelo sistema;

Embora a carga orgânica do lixiviado possa ser reduzida pela recirculação, subsistem outros constituintes que não são removidos significativamente (amónia, cloretos e metais), exigindo um tratamento posterior, se desmobilizados do sistema.

Apesar destas desvantagens, a redução de volume e de contaminação orgânica do lixiviado através da recirculação são sempre benéficas na gestão de um aterro, reduzindo os custos de outros tratamentos que sejam adoptados.

4.2.3 Floculação/ Precipitação

As partículas coloidais têm dimensões que variam de 1 nm a 1 µm, e são caracterizadas por uma grande superfície específica e, por conseguinte, muito sensíveis a forças superficiais.

Durante a coagulação, as partículas coloidais são desestabilizadas no sentido de forçar a atracção formando partículas maiores e facilitar a sua remoção por gravidade. Essa desestabilização é obtida por reagentes químicos (coagulantes) que permitem uma minimização das forças repulsivas através da neutralização das cargas eléctricas presentes nas partículas coloidais.

Os coagulantes mais usados são os sais de alumínio e de ferro (Fe III). Estes sais têm um comportamento ácido e, conseqüentemente, mudam as características (pH, alcalinidade) dos efluentes. A sua eficiência depende da alcalinidade das águas residuais.

Componentes orgânicos poliméricos (polielectrólitos), são frequentemente usados como coagulantes devido à sua capacidade de neutralização de cargas (polielectrólitos iónicos) e de fazer aumentar as ligações entre as partículas (Weber, 1972).

A aglomeração de partículas coloidais desestabilizadas é reforçada por uma mistura controlada, e é facilitada pela adição de químicos específicos (agentes floculantes). Entre estes, a sílica activada e a argila (floculantes inorgânicos), e os poliacetatos (floculantes

orgânicos) são os mais utilizados. Além disso, o alumínio e o ferro também se comportam como floculantes, uma vez que a sua baixa solubilidade permite que precipitem, registrando-se uma aglomeração de flocos em simultâneo com a captura de partículas coloidais através de forças electrostáticas ou adsorção.

A floculação/precipitação é capaz de reduzir as suspensões coloidais, que são particularmente responsáveis pela turvação e pela cor. Substâncias orgânicas dissolvidas, sobretudo aquelas de maiores dimensões (+/- 1 nm), são também envolvidas nos processos de floculação, uma vez que elas são adsorvidas pelos flocos e sucessivamente removidas por gravidade.

A precipitação é, particularmente, aplicada para a remoção de metais pesados, levando à formação de hidróxidos ou sulfuretos de metais, ou à remoção de fósforo através da formação de compostos insolúveis com metais catiónicos, incluindo coagulantes de alumínio ou de ferro.

4.2.3.1 Resultados experimentais

Diversos estudos experimentais, principalmente na década de 70, utilizaram a técnica de precipitação/coagulação para a remoção de substâncias orgânicas. Utilizaram-se, como agentes de precipitação, sais de alumínio e de ferro em combinação com cal. A eficiência diminuía proporcionalmente quando a eficiência de remoção de CBO_5 era inferior a 40% (Thornton e Blanc, 1973; Ho *et al.*, 1974; Spenser e Farquhar, 1975; Chian e De Walle, 1976; Bjorkman e Mavinic, 1977). A razão que explica a baixa eficiência do método, deve-se à sua incapacidade em remover substâncias que não tivessem grandes dimensões ou elevado peso molecular.

Verificou-se, posteriormente, uma maior eficiência da aplicação deste método a lixiviados velhos (baixa razão CBO_5/CQO), ou a lixiviados sujeitos a um pré-tratamento biológico. Ao contrário, um lixiviado novo, caracterizado por elevadas concentrações de ácidos gordos voláteis, de pequenas dimensões, têm pouca tendência a precipitar, logo, a remoção envolve apenas uma fracção menor dos componentes orgânicos do lixiviado referido e, menor eficiência.

Resultados mais favoráveis foram alcançados na redução dos sólidos suspensos e da cor (Thornton e Blanc, 1973; Ho *et al.*, 1974; Keeman *et al.*, 1983). Foi possível obter uma eficiência de remoção de 75% para sólidos suspensos, e de 50 a 70 % para alguns metais pesados (Keeman *et al.*, 1983), utilizando grandes quantidades de cal. Estes resultados evidenciam que a floculação/precipitação de per si não satisfaz os limites de descarga para os efluentes no ambiente.

Ehrig (1986), relata um estudo em grande escala em que obteve resultados na ordem dos 50 % na eficiência de remoção de CQO em lixiviados com baixa CBO_5 (< 25 mg/ L), alcançando um lixiviado com baixa razão CBO_5/CQO . Para isso utilizou sais de ferro e de alumínio, para os quais o pH mais favorável seria 4.5-4.8 e 5.0-5.5, respectivamente. Não se verificou nenhuma diferença na remoção de CQO usando qualquer um dos sais, ou utilizando diferentes métodos de mistura.

Os factores que poderão limitar a aplicação deste processo são: a elevada produção de lamas (em proporção à quantidade de reagentes utilizada), um aumento de concentração de sulfatos e de cloretos, e uma diminuição de pH no efluente, para além de um aumento de conteúdo em sais (Doedens e Theilen, 1989) e uma baixa eficiência na remoção de compostos amoniacais. As vantagens da aplicação deste método estão associadas à combinação com outros processos.

4.2.4 Processos de separação por membrana

Os processos de separação por membranas envolvem a utilização de membranas sintéticas, porosas ou semipermeáveis, para separar da água partículas sólidas de pequenos diâmetros, moléculas e até mesmo compostos iónicos dissolvidos. Para que o processo de separação ocorra é utilizado um gradiente de pressão hidráulica ou um campo eléctrico (Mierzwa *et al.*, 2003). Basicamente, os processos de separação por membranas são divididos em quatro categorias: (i) microfiltração; (ii) ultrafiltração; (iii) nanofiltração e (iv) osmose inversa.

O que difere cada uma das categorias de separação por membranas é, grosso modo, o diâmetro dos poros das membranas e o tipo e intensidade da força motriz utilizada para que seja promovida a separação dos contaminantes (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 – Comparação dos 4 processos membranares

	Osiose Inversa	Nanofiltração	Ultrafiltração	Microfiltração
Membrana	Assimétrica	Assimétrica	Assimétrica	Simétrica Assimétrica
Espessura	150 µm	150 µm	150 - 250 µm	10-150 µm
Filme	1 µm	1 µm	1 µm	
Tamanho dos poros	<0.001 µm	<0.002 µm	0.2 - 0.02 µm	4 - 0.02 µm
Rejeição de	CAPM e CBPM NaCl, cloretos, glucose, aminoácidos	CAPM mono-, di- e oligosacarídeos, iões polivalentes neg.	Macro moléculas, proteínas, polisacarídeos, vírus	Partículas, argila, bactérias
Módulo Membrana	Tubular	Tubular	Tubular	Tubular
	Espiral	Espiral	Cartucho (f. o.)	Cartucho (fibra oca)
	Discos	Disco	Espiral	
			Disco	
Pressão de trabalho	15-150 bar	5-35 bar	1-10 bar	<2 bar

CAPM - contaminantes de alto peso molecular; CBPM - contaminantes de baixo peso molecular

Com relação ao tamanho dos poros, as membranas da osiose inversa são as mais restritivas, enquanto que as de microfiltração são as menos restritivas, conforme pode ser verificado no espectro de separação apresentado na Figura 4.7.

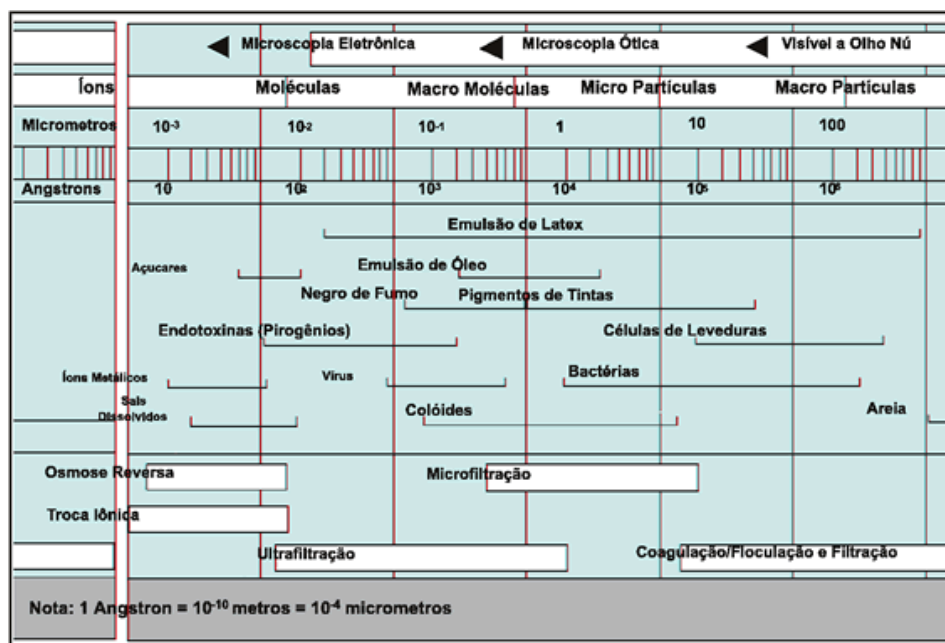


Figura 4.7 – Processos de remoção em função do tamanho das partículas (Adap. Mierzwa, 2003)

À primeira vista os processos de separação por membranas poderiam ser comparados com os processos de filtração convencional, contudo, várias características fazem com que estes processos sejam distintos, designadamente, pelos seguintes motivos:

- O fluxo de água é paralelo às membranas, ou seja, não é necessário que todo o afluente a ser tratado passe através da membrana;
- Além de serem separadas partículas sólidas de pequenas dimensões, também podem ser separados compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos;
- A pressão de operação dos sistemas de separação por membranas é significativamente maior que nos processos de filtração convencional.

Nos processos de separação por membranas o fluxo é paralelo às membranas, produzindo-se duas correntes distintas. Uma delas ao passar através da membrana rejeita (remove) os contaminantes, sendo chamada de permeado, a outra corrente constitui o designado concentrado por conter a maior parte dos contaminantes inicialmente presentes no efluente.

De modo geral, todos os processos de separação por membranas devem ser precedidos de sistemas convencionais de filtração para reduzir a carga de sólidos da corrente de alimentação, melhorando o desempenho das membranas ao mesmo tempo que as protege.

Osmose Inversa

Para se compreender a osmose inversa é melhor iniciar-se por compreender a osmose natural e compará-la com a osmose inversa (Figura 4.8).

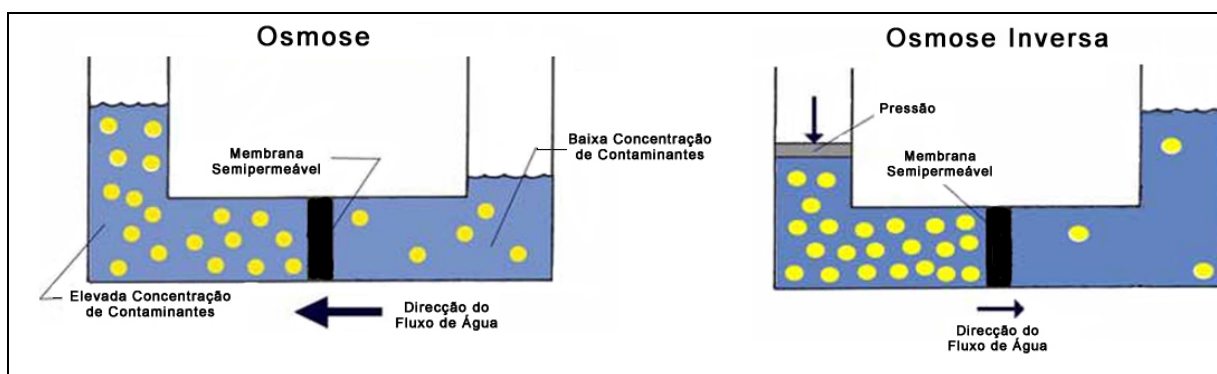


Figura 4.8 – Esquema do princípio da osmose normal e da osmose inversa

Na osmose normal, a água passa da solução menos concentrada para a solução mais concentrada através da membrana. Na osmose inversa há que submeter o lado de maior concentração a uma pressão externa para inverter o fluxo osmótico natural, até que se estabeleça o equilíbrio (Figura 4.9).

A pressão osmótica π é dada pela equação de Van't Hoff:

$$\pi = cRT \quad (4.28)$$

Em que: c é a concentração molar do soluto; T é a temperatura absoluta em graus Kelvin, R a constante dos gases.

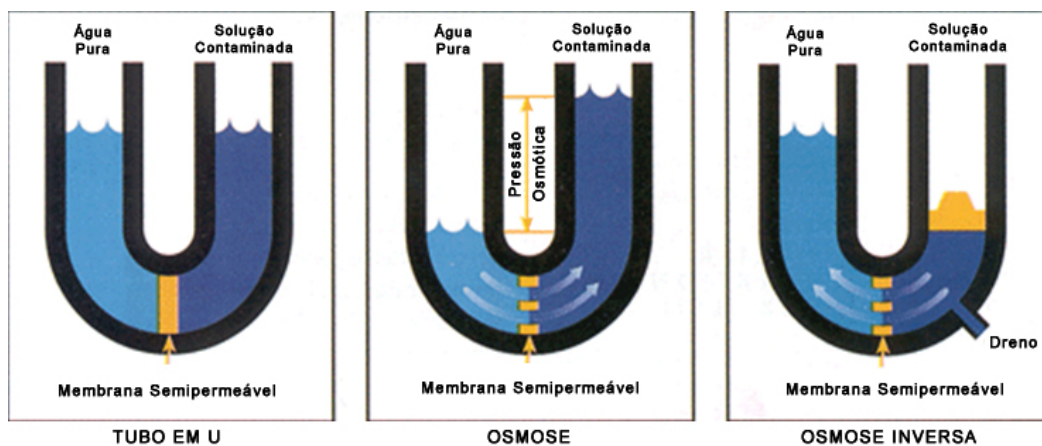


Figura 4.9 – Esquema de separação por membrana (i) equilíbrio de energia; (ii) osmose e (iii) osmose inversa

Da equação de Van't Hoff pode, então, deduzir-se que para uma temperatura constante (T), a pressão osmótica é directamente proporcional à diferença das concentrações molares (ΔC) das soluções que atravessam a membrana.

Através da osmose inversa é possível a remoção de bactérias, sais, açúcares, proteínas, partículas, corantes e outros contaminantes com peso molecular <1000 daltons. A OI remove com eficiência todos os compostos orgânicos, de 90 a 99,9% dos iões e mais de 99,9% dos micróbios. A eficiência do processo aumenta para as partículas com carga, como é o caso de iões dissolvidos e os sais.

A osmose inversa é, por outro lado, um processo termodinâmico reversível, isto é, a direcção do fluxo do efluente através da membrana pode ser revertido a qualquer momento através do controlo adequado da pressão externa que se exerce sobre a solução.

Para evitar incrustações por carbonatos é aconselhável fazer um ajuste do pH antes de tratar os lixiviados por *OI*. Como efeito adicional e muito favorável, aumenta-se significativamente a retenção de compostos amoniacais.

Em Portugal a osmose inversa (*OI*) tem sido muito utilizada nos tratamentos finais de lixiviados de aterros sanitários, em especial nos mais recentemente construídos, devido ao incumprimento de parâmetros de descarga ($CQO < 150 \text{ mg/l}$) em meio hídrico das estações de tratamento de lixiviados (*ETL*) implantadas. No entanto, tais sistemas não estão isentos de problemas, designadamente de manutenção e de elevados custos de substituição de membranas, razão porque se faz uma breve abordagem a estes processos de polimento de efluentes.

Microfiltração

As membranas de microfiltração podem ser consideradas filtros absolutos, em que o diâmetro dos poros varia de 4 a $0.02 \mu\text{m}$. Podem ser fabricadas de polímeros, metais ou cerâmicas, utilizando-se um diferencial de pressão $< 2 \text{ bar}$ (faixa normal de 0.3 a 1,7 bar) para promover a separação dos contaminantes.

Além de ser utilizado para a remoção de partículas coloidais, o processo de microfiltração com agentes complexantes de alto peso molecular, é capaz de remover metais dissolvidos em soluções diluídas.

No processo de tratamento por microfiltração pode obter-se um concentrado que representa menos de 5% do volume que entrou na alimentação do sistema, com uma concentração de sais que pode chegar a 70% em sólidos.

Ultrafiltração

No processo de ultrafiltração as membranas apresentam um diâmetro de poro significativamente menor que 0.2 a $0.02 \mu\text{m}$ e a pressão de operação necessária para que se

obtenha um fluxo aceitável de permeado é significativamente maior que para o processo de microfiltração, devendo-se trabalhar com valores na faixa de 1 a 10 bar.

Com o diâmetro dos poros nessa ordem de grandeza, o processo de ultrafiltração é adequado à remoção de colóides e compostos orgânicos com alto peso molecular.

No processo de ultrafiltração também se geram duas correstes distintas, em que o permeado tem melhor qualidade. Muitas das vantagens e desvantagens apresentadas para o processo de microfiltração também são válidas.

Nanofiltração

No processo de nanofiltração as membranas apresentam um diâmetro de poro com dimensões inferiores a 0.002 μm . Estes sistemas são capazes de remover compostos orgânicos com uma massa molecular entre 250 e 1000 g/mol e alguns sais, geralmente bivalentes, a uma pressão superior à que é utilizada no processo de ultrafiltração. Rejeita iões com mais de uma carga negativa, como é o caso de sulfatos e fosfatos.

A colmatação é a característica membranar mais importante nesta operação. Pode ser causada por: (i) crescimento biológico; (ii) precipitação de óxidos de metais e (iii) partículas grosseiras na água.

A importância destes factores está relacionada com a qualidade da água. O módulo tubular é a configuração que apresenta menor tendência para a colmatação e ainda é o mais fácil de limpar.

4.2.4.1 Resultados experimentais

Os primeiros estudos referentes à osmose inversa usando membranas de acetato de celulose e de poliamidas (Chian e De Walle, 1976), mostraram elevada remoção de CQO (> 80 %), embora tenham surgido alguns problemas de operação como, por exemplo, a colmatação de membranas. Foram, contudo, efectuados estudos posteriores sobre a aplicação da osmose inversa como um pós-tratamento ou tratamento de polimento do efluente destinado

a remover eficazmente componentes orgânicos de baixo peso molecular, partículas coloidais e sólidos suspensos.

Nos últimos anos tem-se aplicado o processo aos lixiviados. Na Alemanha, o AS de Vennemberg-Lingen tem um sistema de tratamento constituído por tanques de oxidação de lamas activadas com remoção de amónia e uma secção com dois módulos de osmose inversa, que deu boas indicações (Weber, 1988; Weber e Holz, 1989). Os dados experimentais sugerem elevada eficiência na remoção de CQO e de compostos halogenados, embora não seja ainda possível uma concentração de amónia menor que 10 mg/l. Observou-se que a eficiência do processo de osmose inversa aumentava com a existência de um pré-tratamento biológico.

Logemann e Glas (1989) mostram que dois módulos de osmose inversa podem garantir uma eficiência superior a 99% na remoção de CQO, CBO e azoto Kjeldhal total. Foi também observada uma elevada eficiência de remoção de metais pesados ($> 90\%$), com excepção para o cádmio e o arsénio, para os quais se obteve valores na ordem dos 70%.

No entanto, nem todos os estudos mostraram óptimos resultados. A possibilidade de obter uma eficiência de retenção de CQO, CBO e compostos halogenados superior a 80%, para um único módulo de osmose-inversa, parece evidente. Mas pode considerar-se necessário pelo menos um segundo módulo para se atingir resultados positivos na remoção de amónia e de cloro (Steensen, 1989).

Estes resultados mostraram que um módulo de osmose-inversa é suficiente para satisfazer os limites de descarga na Alemanha, excepto para a amónia. Para a remoção da amónia, surgiram duas soluções: (i) nitrificação antes de um módulo de osmose inversa; e (ii) dois módulos de osmose inversa.

Podem considerar-se desvantagens desta técnica: (i) a elevada concentração de componentes orgânicos e a precipitação de componentes inorgânicos pode causar problemas de colmatação e bioacumulação na superfície membranas; (ii) consumo energético excessivo devido às elevadas pressões operacionais (30-50 bar); e (iii) baixo caudal de água tratada quando comparado com o caudal do efluente concentrado (esgoto).

4.2.5 Adsorção por carvão activado

O fenómeno da adsorção envolve a acumulação de substâncias numa superfície ou num interface (Weber, 1972). As interfaces podem estar relacionadas com as fases líquido-líquido, gás-sólido, gás-líquido, ou líquido-sólido, sendo esta última de especial interesse no tratamento de águas residuais.

No que respeita à adsorção dentro de uma matriz sólida, podem distinguir-se três tipos de mecanismos, nos quais predominam várias forças:

- Forças eléctricas entre a solução e o adsorvente;
- Forças de Van der Waals (adsorção física);
- Forças químicas (adsorção química).

A primeira destas forças é importante na adsorção de iões, enquanto as outras duas estão relacionadas com a adsorção de moléculas. Além disso, a adsorção física é fraca e predomina a baixas temperaturas, enquanto que a adsorção química é mais forte e é reforçada por temperaturas mais elevadas.

Geralmente os três processos de adsorção ocorrem em simultâneo, e impedem a determinação dos mecanismos de afinidade entre os vários tipos de componentes. Contudo, as características específicas relacionadas com as moléculas orgânicas podem ser identificadas nos processos de adsorção. Por exemplo, Mattson *et al.*, (1969) mostraram que as interacções de adsorção entre compostos aromáticos do tipo hidroxil com o carvão activado resultam da formação de complexos dador-aceitador de moléculas orgânicas com grupos carboxílicos à superfície.

Como este processo é um fenómeno de superfície, a capacidade adsortiva de um sólido depende do desenvolvimento da área superficial. Vários adsorventes naturais caracterizam-se por possuírem pequenas áreas específicas (50-200 m²/g), enquanto que o carvão activado pode ter uma área específica de 100-500 m²/ g, e é por isso o adsorvente mais usual (Degrémont, 1979).

A quantidade de substância adsorvida por unidade de peso de adsorvente depende da concentração da substância presente na solução em equilíbrio e da temperatura. Para uma dada temperatura há um aumento na quantidade da substância adsorvida com o aumento da concentração, embora em proporção não directa.

O processo depende ainda das características hidrodinâmicas e do *pH*. Normalmente, um pH ácido facilita a adsorção no carvão activado (Weber, 1972; Degremont, 1979).

A adsorção por carvão activado é aplicada a águas residuais para separação de micropoluentes orgânicos biodegradáveis e micropoluentes inorgânicos altamente tóxicos (metais pesados). Para além disso foi demonstrado por De Walle e Chian (1974), que a fracção orgânica preferencialmente removida pelo carvão activado é a fracção fúlvica, com um peso molecular de 100-10000. Substâncias orgânicas que se caracterizem por um peso molecular fora deste intervalo não são eficientemente removidas: as de maior peso molecular, provavelmente, devido á sua elevada polaridade (ácidos voláteis, açúcares, ácidos hidroxilados), e as de menor peso molecular devido às grandes dimensões das suas moléculas, que podem colmatar os poros e fazer decrescer a capacidade de adsorção para outras moléculas (Ehrig, 1987).

4.2.5.1 Resultados experimentais

A possibilidade de separar moléculas com um peso molecular moderadamente elevado dá indicações sobre a possibilidade de aplicar a adsorção como um método para tratamento de lixiviados velhos de AS, ou para lixiviados pré-tratados biologicamente.

Resultados de estudos desenvolvidos nos anos 70 (Kaar, 1972; Cook *et al.*, 1974; Ho *et al.*, 1974; Pohland, 1976) indicavam uma eficiência de 50 - 60 % na redução de CQO, chegando aos 80% com a aplicação de um pré-tratamento à base de cal (Cook *et al.*, 1974). Estes resultados foram obtidos à escala-laboratorial, sem comprovação real.

Observou-se uma descida da eficiência em estudos de longa duração (Chian e De Walle, 1976), indicando por esse meio a necessidade de se fornecer elevada dosagem de carvão activado. À escala-real (Steiner *et al.* 1977), observou uma reduzida eficiência do

procedimento, variabilidade da quantidade do lixiviado tratado e elevada acumulação de resíduos.

Num plano de tratamento de lixiviados à escala-real observou-se uma correlação entre a capacidade de adsorção de carvão activado e a remoção de CQO (3.0-3.2 mg CQO/g carvão activado), com dosagens que variavam de 800-1200 g/m³ de carvão activado (Albers e Kruckberg, 1988).

Ehrig (1985), verificou que o uso de carvão activado em pó num tanque de arejamento combinado com processos de floculação/precipitação, é capaz de garantir baixos níveis de CQO e substâncias halogenadas em lixiviados biologicamente pré-tratados.

4.2.6 Processos biológicos

Como já foi referido, o tratamento de lixiviados é difícil, devido aos múltiplos e complexos fenómenos interrelacionados existentes num AS. A utilização de processos biológicos não se tem revelado solução capaz de garantir o cumprimento dos objectivos impostos pela legislação de descargas em meio hídrico. Com efeito, os lixiviados tratados biologicamente ainda têm concentrações relativamente altas de CQO e derivados halogenados (na forma de hidrocarbonetos clorados), que podem ser reduzidos através de outros procedimentos.

Seguidamente faz-se uma breve revisão sobre alguns aspectos operacionais de métodos de tratamento biológico, anaeróbios e aeróbios (lagoas de estabilização, lagoas arejadas, lamas activadas e leitos percoladores) e por irrigação no solo.

4.2.6.1 Tratamento anaeróbio

A fermentação anaeróbia, que ocorre naturalmente nos A.S., pode ser acelerada com vista a alcançar um tratamento parcial de elevado grau em lixiviados de elevada carga orgânica.

A adaptação de técnicas de elevado rendimento à digestão de lixiviados já provou ser bem sucedida. Vários procedimentos foram propostos, desde reactores simples ou de dois níveis com lixiviados totalmente misturados ou separados com ou sem sistemas de crescimento,

até lagoas anaeróbias de tratamento com recirculação de lixiviados para o AS (Barber e Maris, 1984; Maris *et al.*, 1985; Blakey e Maris, 1987).

A principal vantagem do processo de tratamento anaeróbio é o baixo custo energético, uma vez que não é necessário fornecer oxigénio.

O tratamento anaeróbio só pode ser efectuado temporariamente, enquanto as concentrações de compostos orgânicos são elevadas.

4.2.6.1.1 Resultados experimentais

A experiência descrita foi desenvolvida para investigar os efeitos da temperatura, nutrientes e inoculação bacteriana, na qualidade do lixiviado de um AS de resíduos domésticos situado no sudoeste de Inglaterra, em condições de anaerobiose (Holks e Borst, 1982).

Cada experiência foi desenvolvida em duplicado, em reactores de dez litros, sob condições de temperatura controladas: 25°C, 10°C e 4°C, como se mostra na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Sumário das experiências no reactor anaeróbio

Temperatura (°C)	Reactor	Adições
25	A1	Lixiviado (lx)
25	A2	Lixiviado + fósforo (P)
25	A3	Lx + P + lamas de esgotos
10	B1	Lixiviado
10	B2	Lixiviado + fósforo
10	B3	Lx + lamas de esgotos digeridas
4	C1	Lixiviado

A cultura de bactérias usada nesta experiência era uma amostra de lama de esgotos digerida, e o fósforo adicionado provinha de ácido fosfórico (10 % p/v).

Quando as experiências terminaram foi feita uma análise detalhada da solução líquida misturada, do sobrenadante e das lamas, para comparação com as soluções iniciais.

A adição de lamas de esgotos digeridas teve um efeito benéfico na eficiência de remoção de CQO à temperatura de 25°C, verificando-se uma diferença de resultados até ao 70º dia,

onde se atingiu uma eficiência de 90%. Nos reactores incubados a 10°C, a adição de lamas digeridas parece não ter tido algum efeito significativo. Este facto talvez se deva, em parte, a uma redução do metabolismo bacteriano devido a uma redução da temperatura ambiental para a temperatura da realização experimental. Obteve-se um valor próximo de 50% na redução de CQO. A 4°C não se observou actividade bacteriana significativa nos reactores, registando-se um máximo de 12 % na remoção de CQO.

A estabilização do lixiviado a 25°C atingiu-se em oitenta dias, com valores residuais de 90-1000 mg CQO/ L e 350-400 mg COT/ L (carbono orgânico total/L). Os ácidos voláteis totais estariam completamente ausentes ao fim de cinquenta dias. A estabilização do lixiviado a 10°C foi conseguida mais tarde, levando 160-170 dias. E embora as concentrações de ácidos voláteis fossem semelhantes às registadas a 25°C, a CQO e o COT residuais seriam consideravelmente superiores. A 4°C não se atingiu a estabilização do lixiviado.

Também se verificou que as concentrações dos ácidos voláteis no início da experiência eram: 4:3:3, representando os ácidos propiónico, acético e todos os outros ácidos voláteis (butírico, valérico, caprónico), respectivamente. Acima da concentração de 3500 mg/ L de ácidos voláteis não houve praticamente variação nas concentrações iniciais. Contudo, observou-se um rápido crescimento na percentagem proporcional de ácido propiónico quando a concentração de ácidos voláteis passou de 3500 para 1300 mg/ L, chegando a atingir mais de 90% dos ácidos voláteis. O enriquecimento em fósforo foi considerado desnecessário.

Holks e Borst (1982) observaram um comportamento semelhante na conversão metabólica de ácidos voláteis sob condições anaeróbias. Relativamente à redução de metais, a redução de sulfatos a sulfuretos de hidrogénio, sob condições anaeróbias, confere boas condições de precipitação para a maior parte dos metais pesados presentes nos lixiviados.

Os resultados experimentais de lagoas anaeróbias são bastante encorajadores na perspectiva de gestão de lixiviados, em particular quando existe uma lagoa com dois níveis de tratamento (primário e secundário). Contudo, uma aplicação à escala-real poderá ser limitada pela necessidade de uma longa retenção temporal para se alcançar uma remoção

significativa de CQO, especialmente a temperaturas desfavoráveis. Pode ainda referir-se que devido à formação de H₂S, certamente com odores desagradáveis, este processo é desaconselhado em condições de proximidade de habitações.

4.2.6.2 Lagunagem

Oliveira, J. S. (1995) define lagunagem como “o conjunto dos sistemas em que, uma massa de água, de profundidade reduzida em geral, está contida numa bacia de terra de dimensão controlada e nela se desenvolvem processos similares aos de autodepuração natural. Os materiais orgânicos contidos nos efluentes são sujeitos a um processo de biodegradação, por meio de microrganismos pertencentes a uma microflora complexa, sendo reciclados os nutrientes libertados.”

Relativamente a esta definição, há algumas considerações que importa fazer (Metcalf e Eddy, 1995),

- A microflora que se desenvolve desempenha um papel muito importante na circulação da matéria; as algas, na presença de luz solar libertam oxigénio que é utilizado pelas bactérias na degradação da matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias, ocorrendo assim a estabilização da matéria orgânica;
- Este sistema é extremamente eficiente na remoção de matéria orgânica e de organismos patogénicos, possibilitando a reutilização do efluente tratado para diversos fins.
- Neste contexto, a lagunagem pode ser aplicada na depuração de vários efluentes, desde que a biodegradabilidade dos seus constituintes seja razoável ou elevada. É neste contexto que se insere a ideia de efectuar tratamentos biológicos de lixiviados com base em sistemas de lagunagem.

No entanto, a eficiência deste tratamento está directamente relacionada com certas condições climáticas do local onde as lagoas se encontram, em particular a temperatura, a energia solar e a pluviosidade anual. A temperatura influencia o crescimento dos microrganismos, a luminosidade está directamente relacionada com a fotossíntese e a pluviosidade influencia o caudal do meio receptor ao longo do ano. Em Portugal, o período

de insolação é elevado e as temperaturas médias são amenas; quanto à pluviosidade verifica-se em geral, um excesso de água no solo durante a estação das chuvas no Norte e Centro do País.

O processo de lagunagem apresenta assim, várias vantagens:

- Remoção de matéria orgânica igual ou superior à de alguns processos convencionais;
- Remoção de microrganismos patogénicos bastante superior à dos processos clássicos;
- Grande capacidade de adaptação a variações bruscas do caudal e das cargas aplicadas;
- Independência dos recursos energéticos normalmente utilizados, em especial energia eléctrica;
- Possibilidade de redimensionamento, permitindo aumentos consideráveis na eficiência do tratamento;
- Técnica de construção bastante simples, limitada praticamente a movimentos de terras, o que possibilita o aproveitamento das lagoas abandonadas para outras utilizações;
- Possibilidade de adaptação da forma das lagoas à topografia do local da, proporcionando uma harmoniosa integração na paisagem;
- Custo total, custos de exploração e de manutenção inferiores aos dos processos;
- Técnicas de operação e de manutenção simples, não sendo necessários com elevada qualificação técnica;
- Capacidade para tratar efluentes domésticos, certos tipos de águas residuais e efluentes mistos;
- Possibilidade de utilização das últimas lagoas de uma série, nomeadamente as de maturação para a aquicultura;

- Possibilidade de reutilização dos efluentes tratados, em particular na rega ou de aquíferos.

Como é natural, ao referido sistema de tratamento estão associadas diversas desvantagens, salientando-se as seguintes:

- As áreas de implantação são muito superiores às exigidas pelos processos;
- Elevada concentração de sólidos suspensos no efluente tratado por lagunagem, devido essencialmente à presença de quantidades consideráveis de algas, o que pode prejudicar a qualidade do meio receptor;
- Formação esporádica de cheiros desagradáveis e eventual proliferação de insectos.

4.2.6.3 Lagoas arejadas

As lagoas arejadas são usadas frequentemente no tratamento de lixiviados, dada a simplicidade operativa e pelo facto de não serem especialmente causadoras de maus odores, além de não carecerem de grandes áreas para a sua implantação.

A ideia base é que o tempo de detenção do lixiviado na lagoa seja suficientemente longo para que todas as bactérias existentes no efluente se possam desenvolver. São necessários longos tempos de detenção também para se degradar a fracção orgânica e ainda devido às baixas temperaturas.

Robinson (1988) apresentou um estudo sobre o AS de Compton Bassett, em Wiltshire, no Reino Unido, que opera desde Julho de 1985 (Talela 4.7).

O lixiviado é gerado em várias fontes, incluindo uma velha lixeira contendo um lixiviado estabilizado ($\text{CBO}_5 \approx 1000 \text{ mg/L}$ e amónia $\approx 700 \text{ mg/L}$). As células mais recentes contêm lixiviados menos estabilizados (ex. $\text{CBO}_5 \approx 5000 \text{ mg/L}$ e amónia $\approx 500 \text{ mg/L}$), até lixiviados recentes e maior carga orgânica existentes em algumas células ($\text{CBO}_5 \approx 20000 \text{ mg/L}$ e amónia $\approx 700 \text{ mg/L}$).

A estação de tratamento de lixiviados (ETL) é controlada por dois microprocessadores, um para controlar o esquema de tratamento e o outro para a bombagem de lixiviados das várias áreas, permitindo o seu arejamento e mistura.

Tabela 4.7 - A.S. de Compton Bassett- comparação da qualidade do lixiviado na célula 4, antes (Setembro, 1985) e depois (Setembro, 1986) do estabelecimento de condições metanogénicas.

Parâmetros	Unidade	Célula 4 (17.9.85)	Célula 4 (19.9.86)
pH		6.3	7.3
CQO	mg/ L	23200	2000
CBO ₅	mg/ L	18000	580
N amoniacal	mg/ L	770	840
Ca	mg/ L	1480	143
Cloretos	mg/ L	1580	2020
Fe	mg/ L	811	23.9
Zn	mg/ L	1.5	2.4

A restrição mais importante é um limite para a amónia de 75 mg/ L. Uma vez que a amónia é removida pela incorporação na biomassa produzida, durante a remoção de CBO e CQO, e uma vez que durante os primeiros anos de existência do A.S., a maior parte do lixiviado provém de células com velhos resíduos estabilizados (ao contrário da maior parte dos A.S.), foi necessário contrariar a falta de matéria orgânica no lixiviado.

4.2.6.4 Lamas activadas

O tempo de detenção em sistemas de lamas activadas pode considerar-se mais curto do que em lagoas arejadas. A razão para este fenómeno reside no facto de que o conteúdo de lamas (concentração bacteriana) pode ser controlado 3-5 vezes mais facilmente do que em lagoas arejadas. Isto consegue-se através da instalação de um sedimentador após o tanque de arejamento e da recirculação das lamas de volta ao tanque de arejamento. Apresenta-se na Tabela 4.8 resultados de um pré-tratamento de lixiviados num ensaio piloto através de lamas activadas.

Tabela 4.8 - Resultados do pré – tratamento de lixiviados numa estação piloto

Parâmetro	Lixiviado metanogénico			Lixiviado metanogénico		
	100 m ³ /dia			100 m ³ /dia		
	Afluente	Lamas Activadas	Nit/ Den	Afluente	Lamas Activadas	Nit/ Den
CQO (mg/L)	5000	2000	1500	5000	2000	1500
N Kj total (mg/L)	2000	1700	100	2000	1700	100
NH ₄ -N (mg/L)	1800	1600	<10	1800	1600	<10
NO _x -N (mg/L)	0	0	400	0	0	400
Halogénios Adsorvíveis (µg/L)	4000	2500	2000	4000	2500	2000

Este estudo apresentado por Weber e Holz (1992) compreende duas fases distintas no tratamento de lixiviados: uma primeira fase, já citada, e uma segunda fase que compreende um tratamento físico-químico por osmose-inversa. O tratamento biológico do lixiviado inicial pelo processo de lamas activadas com lamas com CBO > 0.25 kg/ kg.dia faz diminuir unicamente o carbono orgânico total e os halogéneos orgânicos adsorvíveis. A redução de amónia, através da incorporação nas lamas, alcança os 10 %.

Segundo os mesmos autores, não há vantagens adicionais na aplicação de cargas elevadas no processo de lamas activadas.

Algumas das vantagens do processo são:

- Remoção de componentes que se acumulam e podem, por exemplo, causar a colmatação de membranas no processo de tratamento que se segue;
- Confere condições de neutralidade, condição necessária nos picos de CQO/ CBO.

Ehrig e Segman (1995) realizaram um estudo à escala-real, cujos resultados estão na Tabela 4.9. Realizaram também ensaios à escala laboratorial, com lagoas de lamas activadas de alta carga orgânica. Nestes estudos, conseguiram valores de CBO₅ menores ou iguais a 25 mg/L no efluente.

Tabela 4.9 - Resultados do tratamento de lixiviados numa lagoa de lamas activadas

	Afluente	Efluente	Autor
Carga volumétrica > 1.0 kg CBO ₅ / m ³ dia			Raffaello Cossu (1981)
FASE I			
	CBO ₅ (mg/ l)	5294	254
	CQO (mg/ l)	12359	1566
FASE II			
	CBO ₅ (mg/ l)	5015	231
	CQO (mg/ l)	11216	1067
Carga volumétrica = 0.21 kg CBO ₅ / m ³ dia			Klingl (1981)
	CBO ₅ (mg/ l)	5162	24
	CQO (mg/ l)	9785	347

Os valores de *pH* em lixiviados na fase metanogénica situam-se, normalmente, entre 8.0-8.3 e durante o arejamento, o *pH* pode aumentar até 9. Nestas circunstâncias, o equilíbrio químico varia entre a formação de amoníaco e da amónia. Isto tem um efeito inibitório nas bactérias nitrificantes. Se, por outro lado, é convertido em nitrato, o *pH* acidifica.

No sentido de reduzir o elevado teor de nitratos em lixiviados e estabilizar as condições de *pH* em sistemas de lamas activadas, mostram as experiências que deve proceder-se à desnitrificação.

4.2.6.5 Leitos percoladores

Neste tipo de tratamento as bactérias estão sobre um leito fixo constituindo um filme biológico aderente ao material de enchimento. O fornecimento de oxigénio processa-se por trocas gasosas através do leito poroso que constitui um filtro, enquanto o afluente descarregado pelo distribuidor rotativo percorre por gravidade o meio poroso.

Quando se procede ao tratamento de lixiviados com elevada carga orgânica pode acontecer que o movimento do sistema seja afectado pela quantidade de precipitados inorgânicos produzidos e/ ou pela biomassa produzida, podendo nessas circunstâncias, concluir-se que este procedimento possa não ser o mais apropriado para o caso.

Powrie, Hudson e Beaven (2000) e Knox (1983, 1985, 2000) apresentaram estudos e relatórios com dados da introdução de um sistema de leitos percoladores para tratar os

lixiviados do AS de Pitsea, próximo do estuário do rio Tamisa, em funcionamento desde 1935 e onde se depositaram mais de 30×10^6 ton de resíduos.

O lixiviado produzido pela massa de resíduos é típico de células que se encontram na fase metanogénica e é caracterizado por uma elevada concentração de amónia e relativamente baixa concentração de CBO_5 .

4.2.6.5.1 Resultados experimentais

Apresentam-se na Tabela 4.10 os resultados de parâmetros que caracterizam a qualidade dos lixiviados à entrada e à saída do AS de Pitsea (Knox 2000), designadamente o *pH*, compostos azotados, carbono orgânico total, CBO_5 , alcalinidade, fosfatos e sólidos.

Tabela 4.10 - Características do efluente e do influente em Agosto de 1987.

Parâmetros	Afluente	Efluente
pH	8.21	8.04
NH ₃ -N (mg/ l)	153	0.1
NO _x -N (mg/ l)	34	105
NO ₂ -N (mg/ l)	11	0.1
COT (mg/ l)	303	264
CBO ₅ (mg/ l)	27	23
Alcalinidade (mg/ l)	1444	629
Fosfatos (mg/ l)	0.9	0.6
SS (mg/ l)	135	107
SSV (mg/ l)	28	31

As principais conclusões dos trabalhos realizados no referido AS, para requalificação ambiental, designadamente no que se refere aos lixiviados, foram as seguintes:

a) Remoção de amónia e CBO_5 - o afluente a tratar continha cargas orgânicas consideravelmente mais baixas do que o esperado, no entanto, continuava a apresentar variações sazonais significativas. As concentrações de amónia eram cerca de metade do que se esperava, e os valores de CBO_5 raramente excediam os 30 mg/L.

A qualidade do efluente era boa, com valores de amónia e de CBO_5 muito inferiores aos limites permitidos por lei. Quando ocorria alguma falha do sistema de aquecimento (a gás ou eléctrico), verificava-se que as concentrações de amónia

ultrapassavam os 10 mg/L. Normalmente a sua concentração era inferior a 1mg/L. Não há registo de níveis de nitratos elevados.

A maior parte do carbono orgânico total (COT) é proveniente de componentes não degradáveis e biologicamente inactivos.

b) Remoção de sólidos suspensos e produção de lamas - a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) não é muito grande, excepto quando estes valores são muito elevados no afluente. Estes resultados coincidem com estudos à escala-piloto que sugerem que os sólidos suspensos passam intactos pelo sistema.

Existe uma boa correlação entre a CQO e os SSV do efluente. Se a presença de concentrações elevadas de SSV que não se depositam é uma característica de lixiviados na fase metanogénica, pode ser necessário reforçar os mecanismos de remoção de sólidos.

c) Metais pesados - As concentrações de metais pesados não são motivo de preocupação neste estudo, quer na performance do processo ou na qualidade do efluente. A qualidade dos efluentes e os índices de carga aplicados neste sistema de leitos percoladores confirmam a apetência deste procedimento no tratamento de lixiviados metanogénicos, pelo menos na fase de nitrificação.

4.2.6.6 Irrigação no solo

O método de tratamento de lixiviados no solo é recomendado por diversos autores (Robinson, 1983; Cossu, 1982) com o argumento de que a actividade bacteriana natural do solo, aliada aos processos físicos (filtração e evaporação) e físico-químicos (troca iónica e adsorção) promovem a purificação de lixiviados. Deste modo, os solos arenosos tendem a eliminar a matéria orgânica e os solos argilosos com a sua grande capacidade de troca catiónica, potenciam a eliminação de metais pesados. Uma outra vantagem apontada é o carácter fertilizante do lixiviado.

A sua aplicação não pode ser indiscriminada, e carece de estudos muito criteriosos sobre o lixiviado, sobre o solo a irrigar e sobre as características hidrogeológicas do local. Pode, por isso, não ser apropriado, não constituindo um tratamento aplicável, pois a elevada concentração de elementos tóxicos pode levar à contaminação de águas subterrâneas e tornar os solos estéreis.

No entanto, uma aplicação que tem muito interesse numa correcta gestão de lixiviados é na produção de madeira em matagais de curta rotação (MCR) em solos próximos de aterros ou no topo dos aterros ou alvéolos encerrados. Com efeito, a plantação de espécies de crescimento rápido, como o salgueiro e o choupo, em espaços confinados adequadamente preparados é uma opção válida sob o ponto de vista económico e de gestão de lixiviados num aterro, ao aumentar até 47% a evapotranspiração (Poulse *et al.*, 2005). Estas espécies são reconhecidamente consumidoras de água, apontando estudos (Hall *et al.*, 1996) que removem mais 35% de água das chuvas do que campos cultivados ou de pasto, constituindo uma boa fonte de energia. Uma plantação com densidade de 10 a 20.000 pés por ha e uma rotação de 3 a 5 anos constitui um bom índice de produção de biomassa e de remoção de lixiviados de um aterro.

A demanda por nutrientes destas espécies é grande, quando comparada com outras culturas, apresentando-se na Tabela 4.11 intervalos de valores para o consumo destes nutrientes (Ericson, 1984).

Tabela 4.11 – Nutrientes consumidos por salgueiros e choupos

Elemento	Kg/ha por ano
N	55 – 65
P	22 – 26
K	28 – 48
Ca	30 - 119

As características fisiológicas destas espécies de crescimento rápido sugerem que a MCR é adequada para a remoção de água e de nutrientes, de que são ricos os lixiviados. Também é demonstrado que são encontrados menos nitratos e pesticidas em lençóis freáticos em locais de plantação de salgueiros e choupos do que em terras agrícolas e de pastos (Forestry

Commission, 1999). Deste modo, há um conjunto de vantagens nesta opção de gestão dos lixiviados, seja como solução única, seja como solução complementar.

Alguns dos requisitos são a existência de uma espessura de 1,00m de solo, acima das camadas técnicas (regularização e drenagens), porque as espécies em questão têm raízes de 30 a 90 cm. O aumento de 0,50 a 1.00 m na espessura do solo leva a um aumento no rendimento da MCR de 50% (Moffat e Houtson, 1991).

A excessiva salinidade (medida indirectamente através da condutividade eléctrica) pode ser um problema para o crescimento das plantas quando em condutividades eléctricas elevadas, acima de $6000\mu\text{Scm}^{-1}$ (Swift, 1997), devido ao aumento da pressão osmótica da água no solo, que retardará o fluxo da água para as plantas. Nestes casos pode haver irrigação e humidade no solo, mas as plantas comportam-se como se houvesse seca, definhando e morrendo. Os microrganismos do solo também são sensíveis a elevadas salinidades. A aplicação de lixiviados na irrigação de salgueiros com a mais elevada condutividade eléctrica foi reportada por Brierley et al, (2001) com $12500\mu\text{Scm}^{-1}$ em estudos em lisímetros, sem consequências no seu crescimento, porém com redução nas folhas. As experiências mostraram que lixiviados com elevada salinidade podem ser usados na irrigação destes campos, pois a salinidade não depende apenas da que tem o lixiviado, mas também das características do solo e da água das chuvas, que em épocas pluviosas dilui e diminui a concentração de sal.

4.3 SISTEMAS DE PROTECÇÃO AMBIENTAL

A impermeabilização dos aterros sanitários tem vindo a merecer cada vez maior preocupação devido à necessidade de se preservar mananciais de água subterrânea, constituindo um imperativo de defesa do ambiente consagrado na legislação da maioria dos países. A utilização de sistemas em forma de “sandwich” compostos por geomembranas, geotêxteis, barreiras geológicas naturais, camadas protectoras, geocompósitos e camadas drenantes, em variadas combinações, são soluções que vêm dar resposta às exigências que a legislação impõe aos sistemas barreira (UE, 31/1999). Os custos destes sistemas são cada vez maiores, sem que na maior parte das vezes se consiga estabelecer a vantagem entre

estes sistemas no que se refere aos benefícios ambientais, com especial realce para os sistemas de drenagem propostos.

Ressalta das propostas, a óbvia preocupação de preservação ambiental, impondo-se rigorosas medidas e prescrevendo-se materiais que impermeabilizem os alvéolos, como medida de protecção do solo e águas subjacentes à superfície de fundo desses alvéolos.

Os sistemas de drenagem de lixiviados de fundo dos alvéolos têm como objectivo remover o lixiviado do fundo, escoando-o para o sistema de tratamento e minimizar a espessura de lixiviado acumulado sobre a camada impermeável de forma a minimizar fugas de lixiviados não controlados (devido a defeitos em telas).

O cálculo da espessura da camada de drenagem tem sido feito em boa parte dos casos através de métodos pouco rigorosos, ou assumindo as prescrições de regulamentos ou normas de execução emanadas pela directiva 1999/31/CE da UE relativa aos aterros e DL 152/2002.

Os geossintéticos fazem parte dos materiais mais utilizados nos aterros sanitários, desempenhando diferentes funções, não só nos sistemas de impermeabilização, como também nos sistemas de drenagem, nos sistemas de recobrimento e capeamento, na fundação dos alvéolos e nas estruturas de reforço, entre outras.

4.3.1 Sistema de impermeabilização da base

Apresentam-se na Figura 4.10 diferentes tipos de sistemas de impermeabilização para a base (Cossu, 1994). O sistema constituído por uma única camada de argila (a) é um sistema simples bastante utilizado, particularmente em locais cujas condições hidrogeológicas são favoráveis.

No entanto, podem ser referidas as desvantagens desta solução: (i) dessecação após compactação e antes de recobrimento por outro material (Mitchell e Jaber, 1990); e (ii) contaminação a longo prazo por lixiviados (Quigley *et al.*, 1987). No passado foram feitas tentativas no sentido de substituir a argila natural por misturas de areia/bentonite ou

silte/bentonite, porém, estas soluções revelaram-se anti-económicas para as espessuras necessárias (Cancelli e Cazzuffi, 1994).

Os sistemas constituídos apenas por uma camada de geomembranas dispostas directamente sobre a fundação (b), apresentam problemas de danificação do material quando a superfície de contacto é irregular e por isso não é recomendada. O sistema geocompósito geomembrana/argila (c) constitui uma solução comum em aterros.

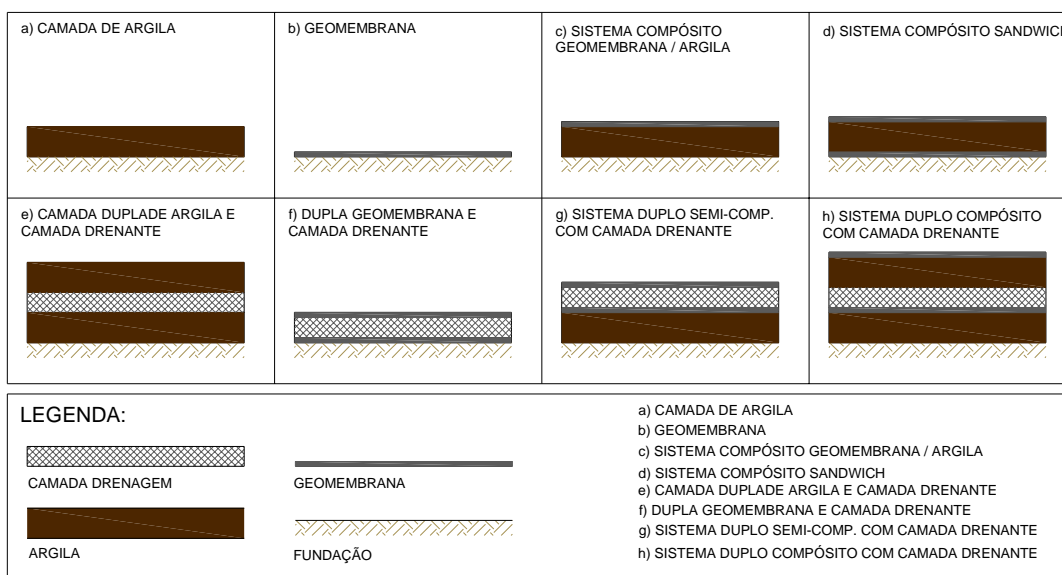


Figura 4.10 - Tipos de sistemas de impermeabilização. Adaptado de Cossu (1994)

É recomendado o contacto directo geomembrana-argila compactada, sem interposição de geotêxteis, com vista à redução do fluxo no caso de ocorrência de infiltrações (Giroud e Bonaparte, 1989). O sistema compósito Sandwich (d) é mais seguro do que o anteriormente referido, já que limita os danos resultantes da dessecação da camada de argila. É, porém, mais caro e apresenta problemas relacionados com a possibilidade de danificação das geomembranas no contacto com a fundação, não sendo, por isso, muito comum a sua aplicação. Os sistemas representados, de (e) a (h), representam a evolução dos sistemas de impermeabilização duplos com camada de drenagem intermédia. Esta camada de drenagem tem por função, não só, recolher e drenar os lixiviados que eventualmente atravessam a primeira barreira, como também, permitir a colocação de tubagem de inspecção. A aplicação de geotêxteis como separador é essencial na superfície

de contacto camada drenante-argila compactada (e, h) e também na protecção das geomembranas (f, g, h). A camada de drenagem é usualmente constituída por materiais granulares (areia ou brita fina), podendo, no entanto, estes materiais serem substituídos com eficácia e com vantagens, quer de índole económica, quer de redução do impacto ambiental, por georredes (particularmente, em locais com escassez de solos granulares). Os sistemas representados em (e, f) apresentam um tipo único de barreira (argila ou geomembrana). Esta circunstância não é favorável à segurança em caso de acidentes, daí que sejam pouco usados.

No que diz respeito à utilização de geossintéticos em sistemas de impermeabilização a questão principal a considerar é a durabilidade das geomembranas e a influência de temperaturas superiores a 40°C (Cancelli e Cazzuffi, 1994).

Os principais ensaios a realizar com as geomembranas antes da sua colocação sob resíduos incluem os seguintes:

- O estudo da resistência química (por imersão);
- Ensaios de tracção, punçoamento, rasgamento e impacto;
- Ensaios de corte directo e de arranque;
- Ensaios de resistência das juntas;
- Ensaios hidráulicos.

A maior parte dos impactos ambientais decorrentes da aplicação de geossintéticos em sistemas de impermeabilização são positivos. Com efeito, a utilização de geomembranas ou de outro tipo de sistemas compósitos com geossintéticos permite construir aterros sanitários num maior número de locais com maior segurança ambiental. Locais esses que, de outro modo, exigiriam o transporte a longas distâncias de grandes quantidades de solos argilosos naturais. Desta circunstância advém a redução do tráfego devido, quer ao transporte da argila (fase de preparação do local), quer ao transporte dos resíduos (fase de operação). Vantagens semelhantes podem ser atribuídas à utilização de georredes em substituição dos materiais de drenagem naturais (areia, brita): o volume total disponível para depósito aumenta e os danos na paisagem e nas áreas de pedreiras são menores.

4.3.2 Sistema de impermeabilização lateral

Nos sistemas de impermeabilização laterais para além das exigências hidráulicas correntes é necessário considerar alguns aspectos particulares. Com efeito, a inclinação dos taludes dificulta a compactação adequada das camadas de argila, por isso são, adoptados sistemas de impermeabilização de geomembranas, geocompósitos de argila e geocompósitos de membranas muitas vezes com georredes ou geocompósitos de georredes em substituição da camada drenante intermédia. A solução apresentada na Figura 4.10 (c) com a variante de substituir a camada de argila compactada por um geocompósito de argila é muitas vezes utilizada nos sistemas de impermeabilização laterais de aterros sanitários de RSU. Os aspectos mais importantes a considerar no dimensionamento deste tipo de sistemas têm a ver com a estabilidade externa e interna e com a resistência das interfaces entre os diferentes materiais.

Apresenta-se na Figura 4.11 uma variante de protecção mecânica dos taludes utilizada com aplicação de pneus amarrados com cordas de nylon de modo a formar uma rede, servindo de amortecimento e protecção à geomembrana.

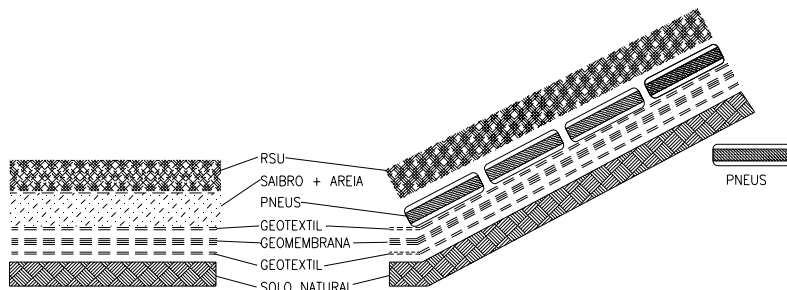


Figura 4.11 - Fundo de alvéolo com geossintéticos e talude protegido com pneus usados para protecção mecânica das telas (Russo, 1995).

Os impactos ambientais positivos relacionados com a execução de sistemas de impermeabilização laterais com geossintéticos consistem no controlo das infiltrações de águas subterrâneas, para além dos já referidos para os sistemas de impermeabilização da base.

4.3.3 Sistema de capeamento de topo

Ao sistema de capeamento de topo é exigido o desempenho de muitas e diversificadas funções, como por exemplo:

- Evitar a emissão de contaminantes para a atmosfera e biosfera;
- Manter afastados dos resíduos os animais transmissores de doenças (por ex: ratos, insectos, pássaros);
- Controlar a infiltração de águas nos resíduos, com vista a otimizar o balanço de água e minimizar a produção de lixiviados (Melchior *et al.*, 1993);
- Evitar o arrastamento pelo vento de poeiras e resíduos plásticos leves;
- Fornecer condições para o crescimento de vegetação (Hoeks e Ryhiner, 1989).

Este sistema é constituído por camadas de diferentes materiais. Os critérios de dimensionamento dependem de:

- Condições hidrogeológicas locais;
- Disponibilidade de solos naturais adequados, quer do ponto de vista agronómico, quer do ponto de vista ambiental;
- Regime pluviométrico;
- Dimensões do aterro sanitário;
- Duração da fase operativa;
- Restrições legais.

Cancelli e Cazzuffi (1994) assinalam os seguintes requisitos técnicos:

- Estabilidade dos taludes (depende da estabilidade global a longo prazo e dos assentamentos do corpo de resíduos);
- Resistência ao corte ao longo das diferentes interfaces;

- Possibilidade de exercer a função de barreira (a líquidos e gases) ou comportar-se como uma estrutura semi-permeável;
- Transmissividade (capacidade do meio para transmitir água) adequada das camadas de drenagem;
- Resistência a longo prazo aos químicos (embora seja de evitar o contacto deste elemento estrutural com os lixiviados);
- Resistência à danificação por animais e plantas; e
- Resistência à erosão pela água e pelo vento.

Na Figura 4.12 representa-se uma secção de um sistema de capeamento de topo típico de um aterro sanitário.

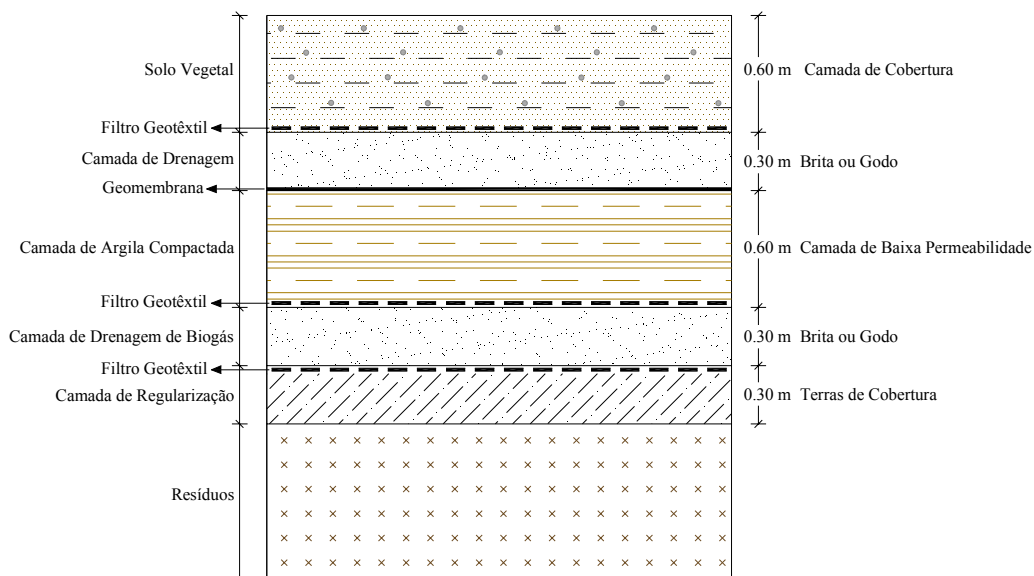


Figura 4.12 - Esquema de uma secção de capeamento de topo

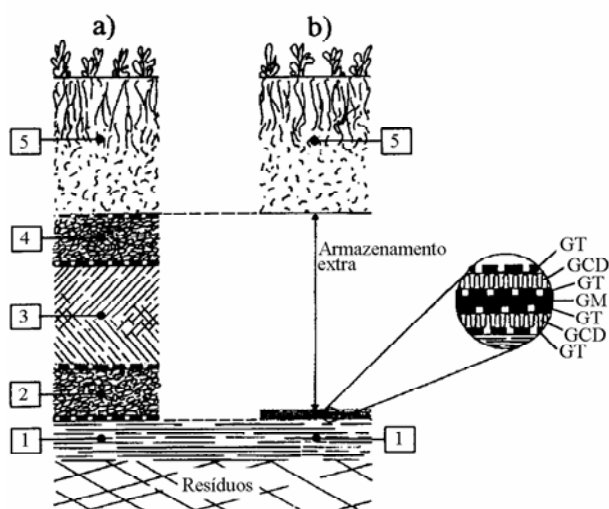
Como este sistema deve exercer adequadamente a função de barreira de fluidos, quer do interior para o exterior do aterro, quer no sentido inverso, o sistema de impermeabilização propriamente dito (na figura, sistema composto geomembrana/argila com 0,60m de espessura) está limitado, em cima e em baixo, por dois tapetes drenantes. O inferior funciona como ventilador do biogás produzido e o superior como camada de drenagem das

águas infiltradas. O sistema é completado com solos de recobrimento que podem variar em composição e espessura de país para país, em função do regime climático e de preceitos legais.

Os requisitos principais a considerar incluem a análise da estabilidade externa do corpo de resíduos, a análise da estabilidade do próprio sistema de recobrimento, a qual deve incluir o estudo da resistência das interfaces entre as várias camadas e entre o sistema de impermeabilização e os materiais adjacentes, a estabilidade em relação à erosão dos solos de recobrimento e, naturalmente, o comportamento hidráulico do sistema de impermeabilização.

A substituição de solos por um sistema de várias camadas de geossintéticos (incluindo a combinação de geomembranas, georredes e geotêxteis com diferentes funções) aumenta a capacidade de encaixe de resíduos no aterro sanitário (Figura 4.13), podendo ser este um dos aspectos positivos da utilização de geossintéticos nas camadas de recobrimento de topo.

Na maioria das situações a superfície de topo necessita da incorporação de solos com características agrícolas. O principal problema a considerar tem a ver com a estabilidade superficial, que deve ser analisada, quer do ponto de vista da estabilidade de taludes, quer do ponto de vista do controlo de erosão pela água e pelo vento. Pode ser utilizado nestes casos composto orgânico de RSU para o seu enriquecimento em nutrientes e capacidade de retenção de água. Quando da gestão de um aterro pela metodologia de “landfill mining”, solos de alvéolos velhos recuperados destas operações podem ser utilizados no encerramento dos novos alvéolos.



- 1 - Camada de suporte sobre os resíduos (0.30-1.00m)
 - 2 - Ventilador de gases em brita (0.30m)
 - 3 - Camada de argila compactada (0.30-0.60m)
 - 4 - Camada de drenagem em brita (0.30m)
 - 5 - Solo de recobrimento (0.60-1.50m)
- GCD - Geocompósito de drenagem
 GM - Geomembrana
 GT - Geotêxtil
- (adap. de Hoekstra e Berkhout, 1990)

Figura 4.13 - Sistemas de recobrimento com solos e com geossintéticos

Na Tabela 4.12 apresentam-se requisitos mínimos de protecção ambiental a que os aterros devem obedecer, em função da correspondente classe ou categoria, segundo o estipulado pelo DL 152/2002.

Tabela 4.12 – Requisitos gerais mínimos a obedecer em aterros, em função da sua classe

Categoria do aterro	Resíduos inertes	Resíduos não perigosos	Resíduos perigosos
Sistema de protecção ambiental passiva:			
Barreira de segurança passiva	Sim.....	Sim	Sim
Sistema de protecção ambiental activa:			
Barreira de impermeabilização artificial	Sim	Sim
Sistema de drenagem de águas pluviais	Sim	Sim
Sistema de drenagem e recolha de lixiviados	Sim	Sim
Sistema de drenagem e tratamento de biogás	(*)	(*)
Sistema de encerramento:			
Camada de drenagem de gases	(*)	(*)
Barreira de impermeabilização artificial		Sim
Camada mineral impermeável	Sim	Sim
Camada de drenagem- 0,5m	Sim	Sim
Cobertura final com material terroso- 1m	Sim.....	Sim	Sim
Instalações e infra-estruturas de apoio:			
Vedação	Sim.....	Sim	Sim
Portão	Sim.....	Sim	Sim
Vias de circulação	Sim.....	Sim	Sim
Queimador de biogás	(*)	(*)

(*) - A definir em função do tipo de resíduos a admitir em aterro

A Directiva 1999/31/CE estabelece ainda que os Estados Membros podem avaliar e ponderar os riscos potenciais para o ambiente dos sistemas de protecção e, se considerarem necessária a prevenção da formação de lixiviados, deve ser exigida a impermeabilização da superfície, devendo essa operação obedecer às recomendações estabelecidas na Tabela 4.13:

Tabela 4.13 – Recomendações para aterros em que é necessária a prevenção da formação de lixiviados

Categoria de aterro	Não perigoso (RSU)	Perigoso
Camada de drenagem de gases	Necessária	Desnecessária
Forro de impermeabilização artificial	Desnecessário	Necessário
Camada mineral impermeável	Necessária	Necessária
Camada drenante > 0.50 m	Necessária	Necessária
Cobertura sobre o solo > 1.00 m	Necessária	Necessária

4.3.3.1 Comentário

Um aterro encerrado em que a capa de cobertura é impermeável contribui para uma eventual estabilização das emissões (lixiviados e biogás) por défice hídrico, pois não haverá água suficiente para a degradação microbiana. Nesse sentido, haverá, por um período variável, porém finito, um reactor estabilizado. Esta opção é defendida por diversos autores, recomendando um cuidado excepcional na aplicação de sistemas naturais e artificiais de impermeabilização e procedimentos de detecção de entrada de água do exterior de modo a garantir que o aterro seja totalmente impermeável. Nestes casos transforma-se o alvéolo do aterro num verdadeiro sarcófago seco. No entanto, será sempre um reactor adormecido até o momento em que a água nele penetre em quantidade suficiente para se iniciar o processo de degradação microbiana porque a capacidade resistente dos materiais utilizados na impermeabilização não é infinita. Foi algo semelhante o que aconteceu em aterros de resíduos urbanos do antigo Império Romano com mais de 2000 anos (datação pelo método do carbono), descobertos há menos de 50 anos, onde se detectou a geração de lixiviados e biogás, quando as capas superiores de solos que os cobriam foram removidas sucessivamente ao longo dos séculos por diversas intervenções de construção, expondo os resíduos à água (Freeze e Cherry, 1979).

Belevi e Baccini (1989) também relatam a sua experiência em estudos de aterros na Suíça, chegando à conclusão de que poderão gerar lixiviados durante 1000 anos. Parece haver algum exagero na extrapolação dos dados, mas é uma chamada de atenção de que as garantias prestadas pelos operadores dos aterros, estipuladas pela legislação para o período de encerramento e pós-clausura (10% do valor do investimento, garantia reduzida para 25% deste valor após a conclusão das obras de encerramento e de integração paisagística), não são suficientes para garantir a requalificação em caso de algum acidente durante ou após esse período.

4.4 PROPOSTA DE DRENAGEM DE FUNDO

4.4.1 Cálculo do sistema de drenagem

Para o dimensionamento do sistema de drenagem, podem ser adoptadas as seguintes simplificações: (i) após a chegada do lixiviado à camada drenante, o escoamento processa-se de cima para baixo e lateralmente em direcção ao dreno, devido à inclinação de fundo; (ii) o caudal contributivo é constante (q_i), hipótese conservativa; e (iii) a transmissividade ($\theta = kT$) é constante.

O caudal escoado para o dreno de fundo é dado por $2q_u = 2q_i * L$ (devido à simetria), com o qual se dimensiona a tubagem de drenagem.

Para a determinação da altura da camada drenante podem ser adoptadas duas hipóteses: a) a altura é igual à espessura máxima de lixiviado (T_{max}); e b) assume-se que o lixiviado atinja a espessura de a_{max} acima da camada drenante (1.50m, por exemplo), situação de compromisso, que é pontual, uma vez que o caudal contribuinte é determinado pelo mês mais pluvioso e, por outro lado, não perturba a anaerobiose do processo de degradação da matéria orgânica dos resíduos e serve para laminar os picos de caudal para o sistema de tratamento dos lixiviados. Apresenta-se o esquema de funcionamento hidráulico do dreno, com altura máxima acima da camada drenante na Figura 4.14.

A distância entre drenos é dada por $2L$, através da equação:

$$L = \sqrt{\frac{3 \cdot \theta}{q_i}} \quad (4.29)$$

Em que $\theta = kT$, é a transmissividade e os restantes símbolos já referidos.

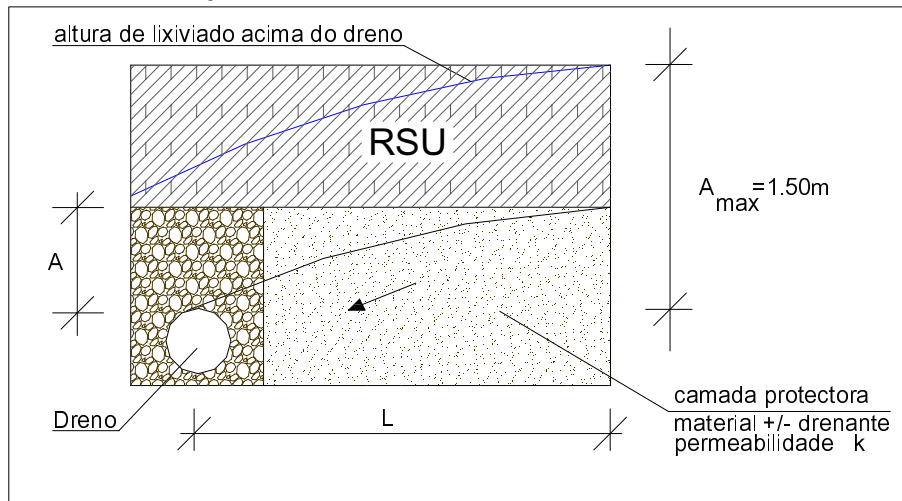


Figura 4.14 – Esquema de funcionamento hidráulico do dreno, com lixiviado acima da camada drenante

Assim, propõe-se que a camada de drenagem de fundo seja realizada por meio de valas de drenagem (tubagem perfurada envolvida em brita e geotêxtil) perimétricas e longitudinais, com as diversas superfícies de contribuição dotadas de inclinação para essas valas, cujos drenos são calculados em função das equações propostas (podem aplicar-se as equações empíricas de Rose ou de Carman-Kozeny). Nas superfícies entre valas será colocada uma camada de relativa permeabilidade e de protecção mecânica às geomembranas constituída por saibros de 35 a 50 cm, sem elementos grosseiros ($k = 10^{-4}$ cm/s) sobre um geotêxtil apropriado. A título de ilustração, apresenta-se na Figura 4.15 o esquema de um exemplo de drenagem.

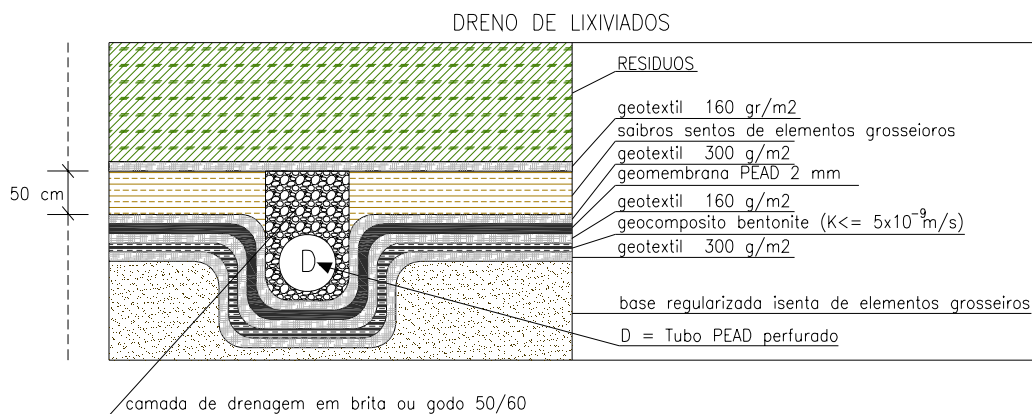


Figura 4.15 – Proposta de drenagem de fundo do alvéolo

4.4.2 Benefícios económicos e ambientais

A utilização de brita na drenagem dos lixiviados, ocupando integralmente o fundo dos alvéolos dos AS, pode não se justificar, pois apresenta um custo muito superior ao do saibro (material e aplicação). A espessura da camada proposta permite, na maior parte dos casos, drenar todo o lixiviado, em função da distância de separação dos drenos, sem que este ultrapasse a espessura de saibros.

Sob o ponto de vista ambiental, o efeito do lixiviado sobre a camada drenante não traz inconvenientes porque a degradação é realizada em ambiente anaeróbio, cuja perturbação é negligenciável. Esta situação será, em todo o caso, limite, pois só em épocas de grande pluviosidade se verifica a acumulação de lixiviado acima da camada drenante. Acresce que uma camada de saibros funciona como protecção mecânica à geomembrana, diminuindo a pressão de danificação associada à operação de colocação da camada de brita, como atrás referido, como provam estudos estatísticos recentes (Figura 4.16) que revelaram ser na fase da instalação das geomembranas, a soldadura é a operação que apresenta mais defeitos (superior a 60%), sendo os restantes devidos ao punçoamento, quer estáticos, quer dinâmicos e ao rasgamento, normalmente associados ao dimensionamento incorrecto do geotêxtil de protecção.

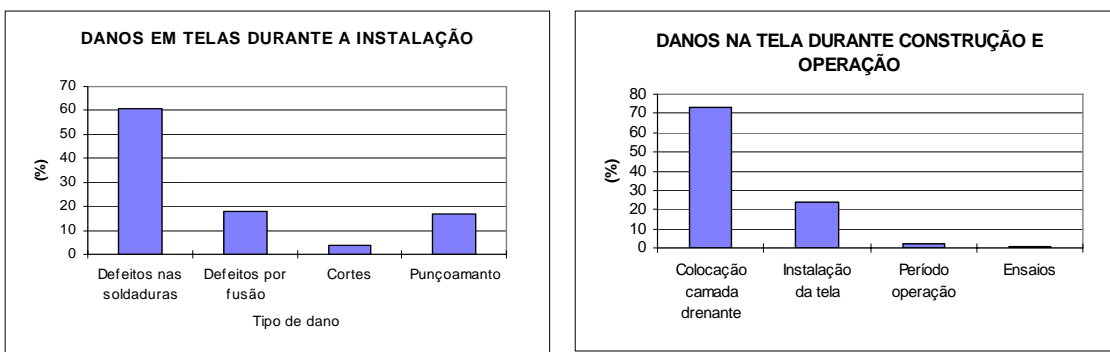


Figura 4.16 – Danificação das geomembranas em aterros sanitários (Russo, 1998)

Pode também constatar-se que mais de 70% dos danos verificados nas geomembranas durante a construção e operação dos aterros, ocorre na aplicação da camada mineral drenante.

Como referimos em capítulos precedentes, pelo Decreto-Lei nº 152/2002 é imposta na construção do dreno de fundo dos aterros uma camada com espessura de 50 cm de material granular de elevada condutividade hidráulica, $k \geq 10^{-4} m/s$ (Anexo II no ponto 2.2 - Sistema de protecção ambiental activa, alínea b), que corresponde a uma brita. Em termos de execução, a colocação de uma camada de 50 cm no fundo de um alvéolo impermeabilizado com uma geomembrana em PEAD, com equipamentos de dezenas de toneladas, não é simples, podendo conduzir à danificação da geomembrana. Esta constatação deve merecer uma redobrada atenção na prescrição dos materiais de drenagem, suas espessuras e aplicação em obra.

5. CASO DE ESTUDO. O ATERRO SANITÁRIO DE MATOSINHOS

5.1 A REABILITAÇÃO AMBIENTAL DA LIXEIRA MUNICIPAL

5.1.1 O Problema

Matosinhos, um dos 9 municípios da Área Metropolitana do Porto, tem uma população de 167.026 habitantes (censo de 2001), ocupa uma área de 62 Km² e experimentou, na última década, um crescimento populacional de 10,1%. Como a maioria dos municípios do país, Matosinhos utilizou por muito tempo uma lixeira (Figura 5.1) para depositar os seus resíduos sólidos sem controlo ambiental. Desta situação resultaram sérios problemas de poluição no solo e no rio Leça, que margina a lixeira, parte dela localizada em cota de inundação.



Figura 5.1 – Aspectos da lixeira e a actividade dos catadores

Com efeito, de 1978 até 1993, os RSU do município de Matosinhos eram depositados a céu aberto na lixeira situada no Lugar da Pinguela, num pequeno vale, na margem Norte do rio Leça (um dos mais poluídos rios de Portugal), ocupando uma área de 11 hectares. Estima-se que aí tenham sido depositados cerca de 700 000 toneladas de RSU, ocupando um volume superior a 10^6 m^3 , verificando-se o escoamento de lixiviados directamente para o rio sem qualquer tratamento. O crescimento urbano originou que muitas habitações fossem construídas nas imediações da lixeira criando-se uma relação de convivência muito difícil entre as populações e um local infecto, com prejuízo evidente para a saúde pública.

As autoridades municipais pretendiam resolver o problema de forma adequada, encerrando a lixeira e recuperando-a para aterro sanitário, respeitando normas de preservação ambiental.

O local de implantação da lixeira municipal de Matosinhos situa-se na orla do granito do Porto sobre uma formação de gneisse e micaxistos, estendendo-se pela margem direita do rio Leça, repousando sobre os aluviões do rio. As campanhas de reconhecimento geotécnico, realizadas através de sondagens profundas, furos de reconhecimento e ensaios de permeabilidade, permitiram delinear a metodologia da recuperação. Destes ensaios resultou o conhecimento do perfil, em que as camadas mais superficiais, de 30 a 90 cm, são compostas por terras vegetais pretas, que foram aproveitadas para o coberto final. De 2.5 a 2.8 m a composição é de areias cada vez mais grossas com 20% de argilas em média. Aparece depois uma camada de areia granítica entre 3.4 a 4.5 m, xistos ocre a cinzento de 4.5 a 5.7 m e gneisse de cor cinza mais ou menos foliado de 5.7 a 9.00 m. Nas margens do rio existem de 0.80 m a 2.50 m de terra vegetal de aluvião. A lixeira (célula mais antiga) está sobre o aluvião do rio, cuja espessura atinge 2.00 m. Os ensaios de permeabilidade a 1.00 m de profundidade revelaram valores de $k=10^{-6}$ a 10^{-7} m/s para a condutividade hidráulica.

5.1.2 Aspectos técnicos do encerramento

A legislação nacional e comunitária sobre a disposição de resíduos no solo dá ênfase à obrigatoriedade da adopção de medidas de defesa da qualidade do solo, das águas e o do ar e da contaminação decorrente das emissões características dos aterros. Os trabalhos de

construção do novo aterro e de reabilitação da lixeira de Matosinhos teriam de ser desenvolvidos naquele local, em simultâneo com a disposição de cerca de 200 toneladas de RSU produzidos diariamente no município. Os resíduos mais antigos ficavam no mesmo local e os restantes seriam transferidos para novos alvéolos a construir de acordo com um programa contemplando três fases sequenciais:

Fase 1- Encerramento da antiga célula de resíduos (lixeira)

Fase 2 - Construção do aterro sanitário constituído por: a) zona de apoio (edifício administrativo, oficina, edifício de controlo e parque de estacionamento); b) zona de disposição constituída por 3 novos alvéolos; c) infra-estruturas de protecção ambiental (estação de tratamento de lixiviados, rede de drenagem de águas pluviais, rede de desgaseificação e sistema de queima de biogás); e d) infra-estruturas complementares (lava-rodas, vedação, zona de entrada);

Fase 3 - Transferência de resíduos antigos para os alvéolos novos: enquanto cerca de 200 toneladas de resíduos novos eram depositados diariamente, decorriam os trabalhos de encerramento da lixeira e da construção do aterro sanitário. Esta fase do programa contemplou a transferência de resíduos em dois momentos: num primeiro, parte dos resíduos velhos ocupariam até 1/4 da altura máxima prevista do alvéolo nº 1 construído, seguindo-se igual procedimento para o alvéolo nº 2; num segundo momento deu-se início à disposição dos resíduos novos no alvéolo nº 1. A profundidade média de escavação para os novos alvéolos foi de 3.00 m em relação ao terreno natural.

Apresentam-se nas Figuras 5.2 e 5.3 algumas fotos reportando aspectos da lixeira e do processo de reabilitação.



Figura 5.2 – Aspecto do topo da célula velha antes e depois da recuperação

A metodologia seguida para o encerramento da lixeira foi a seguinte:

- a) Remodelação e compactação dos resíduos, conferindo uma volumetria com taludes mais suaves, tanto quanto as circunstâncias técnicas o permitiam, de modo a garantir maior estabilidade ao conjunto e conferir condições técnicas para a cobertura com geossintéticos (Figura 5.3).
- b) Construção de um acesso ao topo da célula com ” tout-venant” compactado.
- c) Construção de uma parede moldada com espessura média de 40 cm, assente no “bed-rock” a uma profundidade média de cerca de 5.00 m, contornando o sopé da célula e marginando pela direita o rio Leça, como alternativa à transferência destes resíduos para um alvéolo a construir, por conduzir a menores impactos ambientais e a cerca de 50% do custo.
- d) Construção da drenagem de lixiviados no sopé da célula velha virada para o rio Leça, através da instalação de manilhas perfuradas envoltas em brita e geotêxtil, ligadas a dois poços localizados no topo Sul da parede moldada, a partir de onde são encaminhados para a estação de tratamento de lixiviados. No lado oposto, um dreno no sopé ao longo dos taludes, Norte e Poente, encaminha os lixiviados directamente para a lagoa de tratamento. Este dreno ficou localizado entre a célula velha e os 3 novos alvéolos, ao nível da crista destes, sobre a banquetta perimétrica e sobre os resíduos que se foram depositando.

e) Instalação de uma rede para recolha de biogás no topo da lixeira constituída por poços e valas drenantes em forma de estrela de três pontas de 20 a 40 metros, concorrentes a estes poços, no fundo das quais foram colocados tubos perfurados, em PEAD (polietileno de alta densidade) de ϕ 175mm, envoltos em brita. Os poços do biogás têm profundidade média de 10 m e ϕ 500mm, no seio dos quais foram colocados tubos ranhurados, em PEAD, com ϕ 200 mm, também envoltos em brita.



Figura 5.3 – Vistas da célula velha da lixeira antes da recuperação e na fase de reperfilamento



Figura 5.4 – Transferência de resíduos velhos para alvéolos novos

A rede horizontal de drenagem de biogás é composta por tubos em PEAD, com diâmetros de 200 e 300 mm, assentes sobre uma almofada de saibro compactado em alinhamentos rectos, no topo da célula velha (Figura 5.5). Nos pontos baixos da tubagem foram instalados drenos para escoamento de condensados. A tubagem colectora principal está ligada a uma unidade de combustão do biogás (tocha), equipada com: sistema de aspiração; filtro anti-retorno de chama; câmara de combustão; chaminé; contador horário; termómetro (controle da temperatura da chama); leitura permanente do caudal; um automatismo que permite interromper ou accionar a combustão, em função da quantidade de CH_4 presente no biogás.



Figura 5.5 – Pé-de talude da lixeira antes e depois já com as paredes moldadas marginando o rio Leça



Figura 5.6 – Vala de desgaseificação da célula velha e topo da mesma célula depois da recuperação

f) Impermeabilização do topo (Figura 5.7) e dos taludes como estratégia de gestão dos lixiviados, de forma a minimizar a sua produção e minimizar as fugas de biogás. Para tal, procedeu-se à impermeabilização do topo e dos taludes Norte, Leste e Sul da célula, com PEAD de 1 mm instalada em panos soldados por duplo cordão e protegida por geotêxteis em ambas as faces. Envolveu a utilização dos seguintes materiais: camada de separação e protecção em geotêxtil de 140 g/m² sobre a qual foi instalada uma geomembrana de PEAD de 1 mm de espessura e outra manta de geotêxtil de protecção mecânica de 140 g/m². Uma camada de terras de cobertura de cerca de 1 metro sobre os geossintéticos serviu para suporte a um coberto vegetal.

Os taludes, com inclinação acentuada, mesmo após a remodelação, levaram uma manta de geocélulas de PEAD, sobre as quais se distribuiu terras vegetais. Alguns romperam-se nas primeiras chuvadas, tendo-se optado pela colocação de pneus velhos com terras vegetais, amarrados por cordas de nylon formando favos, o que se revelou mais adequado.



Figura 5.7 Impermeabilização do topo da célula velha e pormenor da termofusão das telas de PEAD e ensaios de estanqueidade dos cordões de soldadura.

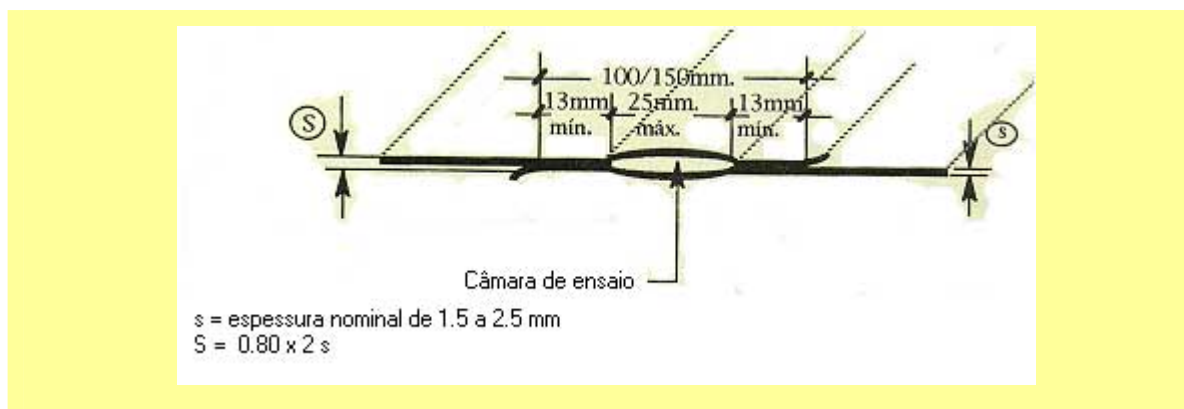


Figura 5.8 – Esquema da execução dos cordões de soldadura que permitem os ensaios de estanqueidade

5.2 A NOVA INFRA-ESTRUTURA

5.2.1 Implantação do Aterro Sanitário

O aterro de Matosinhos é constituído por 4 áreas com características distintas: (i) célula velha, área onde se encontra implantada a célula de resíduos encerrada, adjacente à margem direita do rio Leça, com cerca de 6 hectares; (ii) a área de implantação dos 3 novos alvéolos que partilham o talude Oeste com a célula velha, com 4 hectares; (iii) a área de apoio técnico-administrativa, onde se localizam os edifícios da administração da empresa concessionária da exploração do aterro, o laboratório, a portaria, o armazém e a oficina, com cerca de 0.5 hectares; e (iv) área de tratamento de lixiviados à cota mais baixa do aterro (+24,00) com cerca de 0.4 hectares, junto ao rio, onde está implantada a Estação de Tratamento de Lixiviados (ETL) e a plataforma onde se instalou a estação piloto de tratamento (ETL-piloto).

Apresenta-se na Figura 5.9 uma foto aérea do aterro sanitário de Matosinhos, onde se pode ver a célula velha, 3 alvéolos novos e as infra-estruturas de apoio, e a ETL.



Figura 5.9 – Vista aérea do aterro sanitário de Matosinhos (2002)

As áreas descritas contemplam as infra-estruturas de protecção ambiental: onde se incluem as impermeabilizações de alvéolos, o sistema de drenagem de lixiviados, o sistema de drenagem do biogás, a rede de drenagem de águas pluviais, o sistema de tratamento de lixiviados e o equipamento para extracção e queima do biogás. As infra-estruturas de serviços e apoio compreendem os edifícios já descritos, os arruamentos de acesso, arruamentos internos permanentes, a vedação e o portão principal, a iluminação, a balança, o lava rodas e os arranjos exteriores.

5.2.1.1 Infra-estruturas de protecção ambiental

Apresentam-se nas Figuras 5.10 e 5.11 fotos reportando trabalhos de saneamento dos novos alvéolos e da impermeabilização dos mesmos.



Figura 5.10 - Aspecto dos trabalhos de saneamento do local e impermeabilização de um alvéolo

Após a limpeza de cerca de 5 hectares de terreno, com a confinação dos resíduos dispersos no local e a demolição da casa do guarda da lixeira municipal, que se encontrava no seu seio, foi realizada a escavação com cerca de 3.00m de profundidade, para os alvéolos 1 e 2. Em todo o perímetro e zona central dos alvéolos, foi escavada uma vala para receber o dreno de lixiviados.



Figura 5.11 – Aspecto da impermeabilização dos alvéolos

Seguiu-se a execução da impermeabilização dos alvéolos, procedendo-se do seguinte modo: aplicação no fundo e nos taludes dos alvéolos de um geotêxtil de 140 g/m^2 na função de protecção mecânica contra o rasgamento, sobre o qual foi colocada uma geomembrana de PEAD 1.5 mm com soldadura dupla, desempenhando a função de barreira, seguida de outra camada de geotêxtil de 240 g/m^2 , com funções de protecção mecânica contra o punçoamento e rasgamento. Sobre estas camadas foram executados os drenos de lixiviados constituídos por geodrenos de PEAD perfurados, envoltos em brita e protegidos por uma manta de geotêxtil de 140 g/m^2 para evitar a colmatação por finos. Na Figura 5.12 apresenta-se um esquema em corte do dreno do fundo do alvéolo.

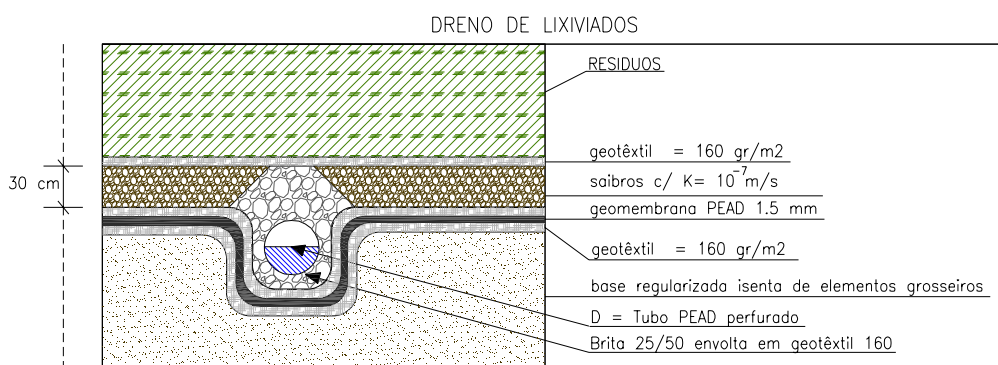


Figura 5.12 – Esquema do dreno de lixiviados no fundo dos alvéolos, em Matosinhos

A drenagem dos lixiviados foi executada através de drenos periféricos no fundo de cada alvéolo e de uma linha longitudinal com 2 ramais concorrentes no centro do respectivo alvéolo. Foi executada uma vala para a instalação do tubo de PEAD perfurado envolvido em brita e geotêxtil.

A construção da rede de drenagem de águas pluviais, com o objectivo de controlar os efeitos da escorrência das águas pluviais sobre os taludes das banquetas periféricas, foi executada com meias canas de betão, caixas de visita, e câmaras de perda de carga, para controlo das velocidades de escoamento, e limpeza, em banquetas construídas em saibro compactado e “tout-venant”, com inclinação de 4 % para o interior (Figura 5.13).

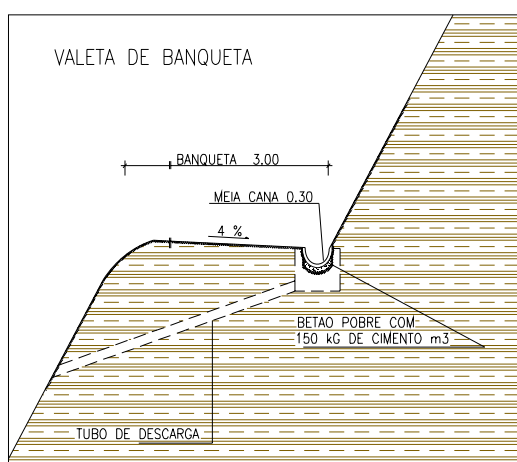


Figura 5.13 - Valeta de banquetta para drenagem de A.P. no Aterro de Matosinhos

Nas Tabelas 5.1 e 5.2 são apresentadas as principais características dos geossintéticos utilizados na construção dos novos alvéolos e na cobertura da célula velha.

Tabela 5.1 - Características dos geotêxteis

Propriedades	unidade	Denominação comercial	
		F-33S	F-2B
Massa por unidade de área	g/m ²	250	140
Resistência à tensão	KN/m	12	7
Resistência ao rasgamento	N	320	160
Resistência ao punçoamento	KN	1.1	0.6
Permeabilidade à água	cm/seg	13 x 10 ⁻²	8 x 10 ⁻²
O 90%	μ	65	85

Tabela 5.2 - Características das geomembranas de PEAD

Propriedades	unidade	Denominação comercial	
		G-HD60	G-HD40
Espessura	mm	1.5	1
Limite de resistência à tensão	KN/m	0.96	0.65
Resistência ao rasgamento	N	200	133
Resistência ao punçoamento	N	355	231

Nos taludes confinantes a Oeste da célula velha com os novos alvéolos, foram colocados pneus velhos preenchidos com terra, formando favos, com função de protecção mecânica e diminuição do atrito dos resíduos com a geomembrana, evitando o seu rasgamento. Deste

modo, protegem-se as telas dos choques do encosto de resíduos e compactação destes pelo equipamento utilizado. Apresenta-se na Figura 5.14 um corte esquemático do AS de Matosinhos, onde se pode observar a drenagem de fundo, as banquetas perimétricas, as valas de drenagem de sopé e os poços de desgaseificação.

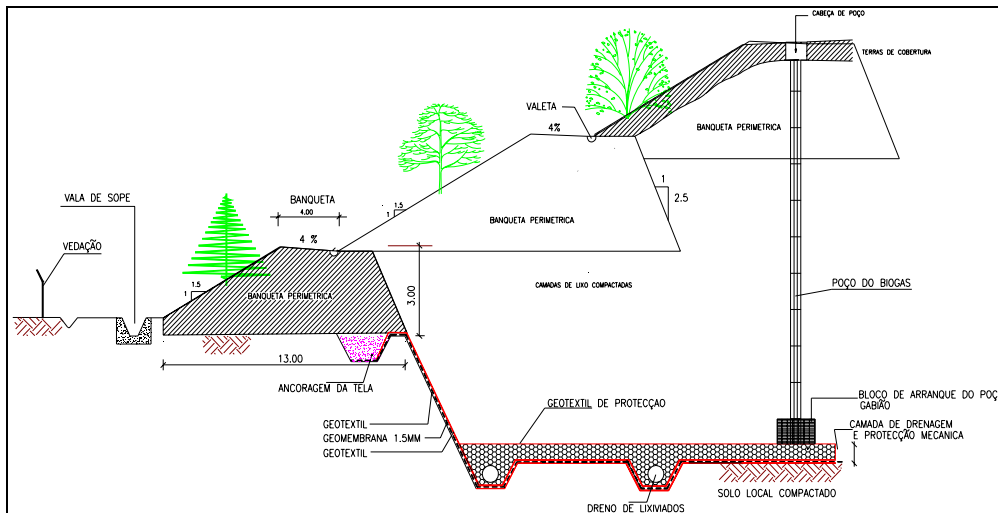


Figura 5.14 - Corte esquemático de um alvéolo novo do aterro sanitário de Matosinhos

A selecção do tratamento dos lixiviados do aterro sanitário de Matosinhos recaiu no sistema de lagunagem arejada, tendo sido construída uma lagoa com a capacidade aproximada de 2000 m³, dotada de arejamento por meio de 3 turbinas flutuantes com funcionamento programado para 16 horas por dia (Figura 5.15).



Figura 5.15 – Vistas da lagoa arejada para tratamento de lixiviados

A cota de implantação desta lagoa permite que os lixiviados gerados no aterro possam escoar por gravidade, tanto os que provêm dos 3 alvéolos, como os da célula velha.

5.2.1.2 Infra-estruturas de serviços e apoio

Compreendem os edifícios onde se encontra a portaria e o laboratório, a balança, o armazém de materiais, a oficina, as instalações administrativas, os acessos interiores pavimentados, a vedação das instalações e o portão de entrada (Figuras 5.16 e 5.17).



Figura 5.16 – Instalações do aterro: armazém e oficinas à esquerda e portaria com a balança

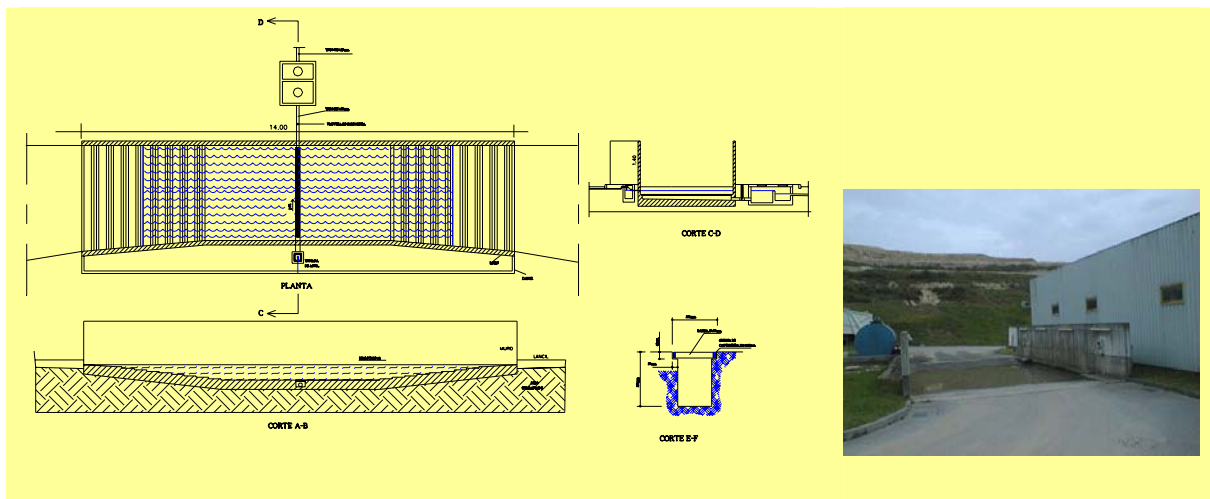


Figura 5.17 – Lava rodas do aterro de Matosinhos com água corrente da mina existente

5.3 MODELO CONCEPTUAL PARA O ATERRO SANITÁRIO DE MATOSINHOS

Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são considerados factor de risco ambiental e representam a chave do problema durante a fase de concepção do projecto e da operação de um aterro sanitário. A sua caracterização ao longo da vida útil do aterro constitui importante base de informação para a execução de um projecto adequado ao seu tratamento.

São diversos e complexos os factores que afectam a composição química e a taxa de produção de lixiviados, designadamente, as características iniciais dos resíduos (composição inicial, tamanho das partículas, densidade), a interacção entre a humidade que percola nos resíduos, a hidrologia e clima locais, o tipo de projecto e variáveis de operação, processos microbianos que se processam durante a fase de estabilização dos resíduos e o estado/fase de estabilização do aterro. Muitos destes factores alteram-se durante a operação do aterro, determinando que quantitativa e qualitativamente se alterem as características dos lixiviados.

A modelação matemática pode ser utilizada como uma ferramenta útil na previsão da produção de lixiviados de modo a estabelecer-se a sua adequada gestão. Anteriormente já foram referidos alguns desses modelos, aplicados para simular a geração e o transporte de lixiviados em aterros (LandGEM, da USEPA; HELP, Hammada, entre outros). Contudo, estes modelos não levam em consideração 2 factores importantes: (i) a sobrecarga exercida pelos resíduos nas camadas mais profundas, densificando-os, alterando as características hidráulicas dos aterros de tal modo que as camadas mais profundas dos alvéolos são menos permeáveis à percolação vertical das águas. Estas alterações nas propriedades hidráulicas afectam o modelo/padrão do fluxo de lixiviados e a distribuição de humidade no interior dos alvéolos, afectando as características dos lixiviados que saem do aterro; e (ii) o efeito do tempo, no decurso da evolução física de enchimento do aterro, na geração de lixiviados e nos processos de estabilização dos resíduos que, ocorrem na fase operacional do aterro.

Com efeito, a maioria dos modelos considera que a operação se inicia com o aterro plenamente preenchido de resíduos. Na realidade, muito se processa no interior da massa

de resíduos durante os vários anos de enchimento de um alvéolo do aterro (5, 10, 20 ou mais anos). Durante esta fase, as várias células estarão em estágios de degradação muito diferentes, devendo, por isso, ser levada em consideração o efeito da idade na qualidade e quantidade dos lixiviados, dadas as significativas alterações que ocorrem na qualidade e no teor de humidade.

5.3.1 Factores determinantes para a estabilização dos resíduos

O comportamento hidráulico do aterro afecta o fluxo da humidade e a sua distribuição na massa de resíduos e, como resultado, a concentração dos constituintes no lixiviado. Com efeito, a sobreposição de resíduos decorrente das operações no aterro conduz à compactação das camadas mais profundas, tornando-as menos permeáveis ao fluxo de lixiviados na vertical, concorrendo para escoamentos horizontais e afectando a condutividade ao longo do tempo, devido à compactação das camadas mais profundas.

As alterações na condutividade hidráulica causam alterações nas taxas do fluxo de água que, por sua vez, conduzem a alterações na sua distribuição pela massa de resíduos e nas taxas de reacção que modificam a composição química dos lixiviados.

Assim, no modelo matemático desenvolvido, levou-se em consideração o efeito da carga das sucessivas camadas de resíduos na diminuição da condutividade hidráulica ao longo do perfil.

5.3.1.1 Variação da humidade no corpo de resíduos

Devido à distribuição espacial aleatória dos resíduos, o fluxo da humidade num aterro é anisotrópico e de difícil modelação. Para se ultrapassar esta dificuldade, considerou-se condições do fluxo médio ao longo de períodos de tempo extensos. Uma consequência desta simplificação é assumir-se que o fluxo de água sobre a massa dos resíduos é predominantemente vertical, dado que a precipitação é distribuída uniformemente sobre todo o aterro. Os fluxos horizontais observados, consequência da heterogeneidade dos resíduos, da densificação das camadas mais profundas e da existência de bolsões impermeáveis, representam, no modelo, uma pequena parcela do fluxo total e,

consequentemente, podem ser desprezadas (Demetrocopoulos *et al.*, 1986a). Assim, nestas circunstâncias, adopta-se uma aproximação para simplificar os cálculos do fluxo. Esta aproximação funciona razoavelmente para meios porosos heterogéneos sob condições estacionárias do fluxo (Yeh, 1989). A maior simplificação desta aproximação é que a carga de pressão em cada camada é uniforme, tal como o teor de humidade (Unlu *et al.*, 1992)

A equação de Darcy para o gradiente unitário pode ser escrito do seguinte modo:

$$q_i = - K_r K_{s,i} \quad (5.1)$$

Em que:

q_i - fluxo de humidade através das camadas de resíduos (m/dia);

K_r - permeabilidade relativa (adimensional);

$K_{s,i}$ - condutividade hidráulica saturada na camada i de resíduos (m/dia).

Segundo Korfiati e Demetrocopoulos, (1984); Demetrocopoulos *et al.*, (1986a) e Russo, (1998), a permeabilidade relativa K_r , pode ser representada em função do teor de humidade relativa.

$$K_r = \left(\frac{\theta_i}{\theta_s} \right)^\gamma \quad (5.2)$$

Em que:

θ_i - teor de humidade volúmica na camada i de resíduos (m^3/m^3);

θ_s - teor de humidade volúmica saturada dos resíduos sólidos no aterro (m^3/m^3);

γ - constante empírica adimensional relativa às características dos resíduos.

Combinando as equações (5.1) e (5.2), o fluxo da humidade através de cada camada de resíduos pode ser calculada em função do teor de humidade volúmica do seguinte modo:

$$K_r = -K_{s,i} \left(\frac{\theta_i}{\theta_s} \right)^\gamma \quad (5.3)$$

O fluxo de humidade de cada camada de resíduos, q_i , varia com a profundidade e com o tempo, uma vez que a condutividade hidráulica depende da sobrecarga de pressão, a qual, por seu turno, está associada à profundidade da camada e ao teor de humidade da camada de resíduos colocada imediatamente acima. Se a variação da humidade de uma camada de resíduos é a diferença entre a humidade que entra e a que sai da camada, então a variação temporal da humidade na camada de resíduos pode ser dada por:

$$\frac{d\theta_i}{dt} = \frac{q_{i-1} - q_i}{h} \quad (5.4)$$

Em que:

q_{i-1} - é o fluxo de humidade que entra na camada i (m/dia)

q_i - é o fluxo de humidade que sai da camada (m/dia)

t - é o tempo (dias)

h - é a espessura da camada (m)

θ_i - teor de humidade volúmica na camada i (m^3/m^3)

A condição inicial para a equação (5.4) é definida para $\theta = \theta_0$ para $t=0$.

A humidade resultante da infiltração da água das chuvas na primeira camada de topo da coluna de resíduos pode ser estimada empiricamente do seguinte modo:

$$q_0 = cp \quad (5.5)$$

Em que:

q_0 - fluxo devido à infiltração da chuva (m/dia) na 1ª camada de resíduos;

c – coeficiente (<1) que representa uma percentagem da precipitação que se infiltra no aterro;

p – intensidade de precipitação diária (m/dia).

5.3.1.2 Sobrecarga sobre a condutividade hidráulica

O assentamento dos resíduos afecta a condutividade hidráulica. Com efeito, a pressão exercida pelas sucessivas camadas de resíduos depositadas e a actividade microbiana concorrem para a degradação da matéria orgânica presente tornando-a particulada, que facilita o transporte dessas partículas finas preenchendo os poros intersticiais constituídos pelas partículas de maior dimensão das camadas mais profundas do aterro. Diversos estudos estabelecem forte correlação entre a condutividade hidráulica e a pressão vertical total do aterro (Bleiker, 1992, Landva *et al.*, 1998).

A pressão vertical é sobretudo uma função da densidade inicial, do teor de humidade e da profundidade dos resíduos no aterro. Adopta-se uma simplificação para estimar os parâmetros que conduzem aos efeitos da sobrecarga de pressão sobre os resíduos na condutividade hidráulica. Estudos laboratoriais conduzidos por Oweis *et al.*, (1990), Bleiker (1992), Landva *et al.*, (1998) indicam que a condutividade hidráulica decresce com o aumento da sobrecarga de pressão sobre os resíduos. Analisando os resultados daqueles estudos, constata-se uma forte correlação entre dois parâmetros α e β (Tabela 5.3), e que a relação entre a pressão vertical total numa dada camada i de resíduos e a condutividade hidráulica dessa camada é dada por:

$$K_{s,i} = \alpha e^{-\beta P_i} \quad (5.6)$$

onde P_i é pressão total na camada i numa coluna de resíduos (KPa);

α e β são constantes empíricas expressas em unidades de condutividade hidráulica (m/dia) e no inverso da pressão vertical, respectivamente.

O valor de P_i (pressão vertical) pode ser calculada do seguinte modo:

$$P_i = 9.81H \left(D_{sw} + D_w \sum_{i=1}^n \theta_i \right) \quad (5.7)$$

Em que:

D_{sw} - densidade seca dos resíduos (kg m^{-3})

D_w – densidade da água, assumida como 1000 Kg m^{-3} ;

$H=nh$ – espessura total das camadas em consideração (m), onde se calcula P_i e $K_{s,i}$;

θ_i – teor de humidade volúmica (m^3/m^3).

A formulação matemática que se propõe reproduzir o conjunto de transformações sob o ponto de vista químico e biológico durante a estabilização dos resíduos no aterro é baseada nos modelos apresentados por Hill *et al.*,(1977), Straub *et al.*,(1982a, b), Molleta *et al.*,(1986), Costella *et al.*,(1991a, b), Lu *et al.*,(1991) e Kiely *et al.*,(1997).

Tabela 5.3 – Valores de α e de β estimados por regressão não linear

α (m s^{-1})	β (kPa^{-1})	Nº de Pontos	Regressão R^2	Autor
6×10^{-4}	0.0445	2	1.000	Landva <i>et al.</i> , 1998, Edmonton 1
5×10^{-5}	0.0265	3	1.000	Landva <i>et al.</i> , 1998, Kingston
6×10^{-7}	0.0103	4	0.997	Bleiker 1992, S105B
2×10^{-5}	0.0103	4	0.994	Landva <i>et al.</i> , 1998, SL2-2
6×10^{-5}	0.0105	4	0.983	Landva <i>et al.</i> , 1998, Ottawa
6×10^{-5}	0.0454	3	0.943	Landva <i>et al.</i> , 1998, Edmonton 2
2×10^{-7}	0.0035	11	0.930	Bleiker 1992, S105C
1×10^{-6}	0.0133	6	0.904	Landva <i>et al.</i> , 1998, SI2-1
1×10^{-6}	0.0099	7	0.848	Bleiker 1992, S120B
7×10^{-7}	0.0053	11	0.845	Bleiker 1992, S120A
3×10^{-5}	0.0072	7	0.769	Landva <i>et al.</i> , 1998, ARI

5.3.1.3 Dissolução de componentes orgânicos

A concentração de compostos orgânicos nos lixiviados depende da taxa de dissolução desses constituintes na humidade dos resíduos no aterro e da taxa de diluição dos mesmos.

A taxa de decaimento dos compostos químicos altamente solúveis dum resíduo sólido pode ser representada por uma reacção cinética de ordem zero, já que a sua taxa de dissolução é independente da sua concentração no lixiviado. Para os cloretos, por exemplo, teremos:

$$\frac{dS_{Cl,i}}{dt} = -k \quad (5.8)$$

Em que:

$S_{Cl,i}$ – massa de cloreto na fase sólida na camada i no tempo t por massa volúmica de resíduo (g/m^3);

k – constante de dissolução ($\text{g/m}^3\text{dia}$).

Considera-se que todos os cloretos são progressiva e totalmente dissolvidos. A condição inicial relativa ao conteúdo em cloretos para $t=0$ é uma fracção de cloretos presentes nos resíduos depositados.

A variação temporal na concentração dos cloretos nos lixiviados por camada é dada por:

$$\frac{dC_{Cl,i}}{dt} = \frac{1}{\theta_i} \left(\frac{q_{i-1}C_{Cl,i-1}}{h} - \frac{q_iC_{Cl,i}}{h} + \frac{dS_{Cl,i}}{dt} \right) \quad (5.9)$$

Em que:

$C_{Cl,i}$ – concentração de cloretos nos lixiviados da camada adjacente $i-1$, nomeadamente, a concentração de cloretos que entra na camada i (g/m^3). A condição inicial é $C_{CL} = C_{CL}^0$ para $t=0$.

A amostragem de lixiviados por distintas camadas constitui a maior dificuldade em trabalho de campo.

5.3.1.4 Estabilização de compostos orgânicos

Os compostos orgânicos da fase sólida podem ser convertidos em orgânicos solúveis dos lixiviados quando dissolvidos, considerando-se que a sua concentração é uma função do

gradiente de concentração destes no lixiviado e também fruto da actividade microbiana. A taxa de variação na concentração do substrato orgânico solúvel da fase sólida é dado por:

$$\frac{dS_{OM,i}}{dt} = - \left(\frac{S_{OM,i}}{S_{OM}^0} \right)^a b (C_{OM}^{\max} - C_{OM,i}) \theta_i - \frac{\mu_{a,i} X_{a,i}}{Y_{SO}} \theta_i \quad (5.10)$$

Em que:

$S_{OM,i}$ – massa de matéria orgânica sólida na camada i no tempo $t > 0$, por unidade de volume de resíduo (g/m^3);

S_{OM}^0 – massa máxima inicial de orgânicos solúveis por volume unitário de resíduos (g/m^3) para o tempo $t=0$;

a – constante adimensional;

b – taxa constante (dia^{-1});

C_{OM}^{\max} – concentração máxima de matéria orgânica no lixiviado (g/m^3);

$C_{OM,i}$ – concentração de orgânicos dissolvidos na humidade do aterro, na camada i (g/m^3);

$X_{a,i}$ – concentração de biomassa acidogénica (bactérias produtoras de hidrogénio, como o clostridium) na camada i (g/m^3);

$\mu_{a,i}$ – taxa de crescimento específico da biomassa acidogénica na camada i (dia^{-1});

Y_{SO} – coeficiente de rendimento de orgânicos solúveis (g de organismos por g de matéria orgânica solúvel).

Condição inicial definida por $S_{OM} = S_{OM}^0$ para $t=0$.

O primeiro termo da equação (5.10) representa a dissolução de orgânicos solúveis em função da diferença de concentração e assume uma taxa de dissolução decrescente como a última fonte de sólidos orgânicos a serem consumidos. O segundo termo representa a

solubilização da fase sólida orgânica pelas enzimas extra-celulares libertadas pelas bactérias hidrolíticas. A variação temporal da biomassa acidogénica no lixiviado pode ser descrita como:

$$\frac{dX_{a,i}}{dt} = \frac{q_{i-1}X_{a,i-1} - q_iX_{a,i}}{\theta_i h} + \mu_{a,i}X_{a,i} - K_{d_a}X_{a,i} \quad (5.11)$$

Em que:

$X_{a,i-1}$ – concentração da biomassa acidogénica que entra na camada i (g/m^3);

K_{d_a} - taxa de decaimento da biomassa acidogénica (dia^{-1}).

A inibição da actividade da biomassa acidogénica pelo ácido acético não ionizado é incorporada na cinética de crescimento das bactérias formadoras de ácido através da seguinte equação:

$$\mu_{a,i} = \frac{\mu_a^{\max}}{1 + \frac{K_{xa}}{C_{OM,i}} + \frac{A_{h,i}}{K_{ixa}}} \quad (5.12)$$

Em que:

μ_a^{\max} - taxa específica máxima de crescimento da biomassa acidogénica (dia^{-1});

K_{xa} - constante de saturação para o crescimento das bactérias acidogénicas (g m^{-3});

K_{ixa} - constante de inibição para o crescimento das bactérias acidogénicas (g m^{-3});

$A_{h,i}$ - concentração não ionizada do ácido acético na amada i dos resíduos (g m^{-3}).

As condições iniciais para a equação são: $X_a = X_a^0$ para $t=0$.

Baseado na estequiometria da reacção representada pela equação (5.12), a concentração não ionizada do ácido acético no lixiviado é dada por:

$$A_{h,i} = \frac{A_i H_i^+}{K_e + H_i^+} \quad (5.13)$$

Em que A_i é a concentração total do ácido acético no lixiviado na camada i (gm^{-3}); K_e é a constante de ionização para o ácido acético e H_i^+ é a concentração do protão na camada i dos resíduos (gm^{-3}). A concentração do protão pode ser determinada por equações empíricas: segundo Tchobanoglous *et al.*, (1993), num aterro de resíduos, o pH muda com a CBO_5 e a concentração do ácido acético. De facto, na fase acidogénica o pH decresce quando o ácido acético e a CBO_5 aumentam. Na fase metanogénica, quando a CBO_5 diminui, o pH começa a aumentar, podendo estimar-se através de:

$$\frac{dpH}{dt} = -e\left(\frac{dCBO}{dt}\right) \quad \text{se} \quad \frac{dCBO}{dt} \leq 0 \quad (5.14)$$

$$\frac{dpH}{dt} = -f\left(\frac{dCBO}{dt}\right) \quad \text{se} \quad \frac{dCBO}{dt} > 0 \quad (5.15)$$

Em que:

e e f são constantes empíricas.

5.3.2 Modelo de funcionamento

Assumindo que o aterro não é uma unidade monolítica, apresenta-se um modelo de funcionamento considerando as transformações e a evolução no tempo, em que as fases sólidas, líquida e gasosa coexistem e interagem na degradação dos resíduos. Neste modelo conceptual assume-se que: (i) o aterro é constituído por colunas de resíduos adjacentes; e (ii) cada coluna é constituída por células justapostas na vertical, com espessura de 3.00m (imposta por considerações de estabilidade mecânica) numa dada superfície de base, na unidade de tempo.

No caso do aterro de Matosinhos, com área superficial de 37.000 m^2 , considerou-se que uma célula é um corpo de resíduos depositados ao longo de 1 ano, com a espessura de 3.00 m e uma camada de cobertura de terras com 30cm em média. Em cada período de tempo formam-se novas células justapostas na vertical com iguais características geométricas. Ao fim de cada período de tempo, as novas células iniciam a sua contribuição para o sistema formando lixiviados e biogás por via da degradação da matéria orgânica. A justaposição de

várias células forma a coluna de resíduos, ocupando a mesma área de controlo, em tempos diferentes. Sendo a área de cada célula a mesma, a sua espessura varia com o tempo devido à compactação a que está sujeita, sendo as mais profundas progressivamente de menor espessura. Considera-se que as células funcionam como bioreactores de resíduos com propriedades isotrópicas em termos de humidade, de microrganismos e de geração de gases.

Apresenta-se nas Figuras 5.18 e 5.19 o esquema descrito, admitindo que em cada ano se constitui uma célula na qual se verificam todos os fenómenos físicos, químicos e biológicos descritos.

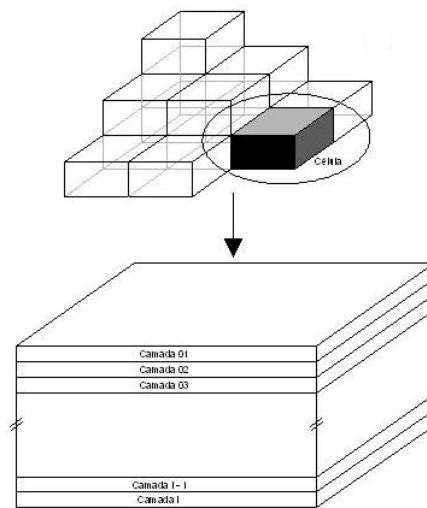


Figura 5.18 – Modelo conceptual com a discretização temporal e espacial do aterro

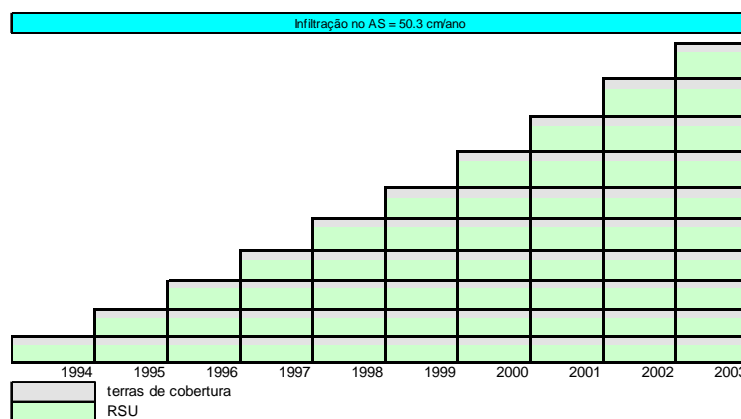


Figura 5.19 - Representação esquemática da evolução das colunas de resíduos em 10 anos.

Com base neste modelo conceptual é possível reconstituir o aterro por n colunas de resíduos de comportamento semelhante, o que permite considerar representativo do funcionamento de todo o aterro, a análise da degradação dos resíduos numa qualquer coluna. Deve referir-se que esta abordagem constitui uma simplificação do funcionamento de um aterro real, dado que as condições operacionais são muitas vezes determinadas por circunstâncias de carácter aleatório, não se verificando integralmente as condições das células, tal como se estabelece no modelo.

O modelo de previsão da produção de biogás proposto baseia-se na composição química dos RSU depositados no AS, distinguindo-se a fracção orgânica nos seus componentes com características inertes e os biodegradáveis, e destes, os que são rapidamente biodegradáveis e aqueles que são lentamente biodegradáveis. São também considerados os seguintes dados: a quantidade total de RSU dispostos por ano, a precipitação que se infiltra por ano no aterro (são levadas em consideração a pluviosidade e a evapotranspiração), o teor de humidade inicial dos resíduos e do material de cobertura, a massa específica dos RSU e do material de cobertura e a capacidade de campo nas diferentes camadas (células anuais RSU). Consideraram-se as seguintes fracções biodegradáveis dos RSU de Matosinhos (Tabela 5.4): (i) rapidamente biodegradáveis (restos de alimentos, papel e cartão, 60% de resíduos de jardim e 50% da fracção outros); e (ii) lentamente biodegradáveis (madeira, têxteis, 60% de materiais finos e 40% de resíduos de jardins). O plástico (12%), outro resíduo de origem orgânica, foi considerado inerte.

Foram introduzidas simplificações, designadamente a consideração de que os resíduos depositados no AS constituem uma célula com altura de 3.00m e uma cobertura de terras com 0.30m, ocupando uma área determinada. Todos os anos as células são justapostas. A geração de biogás só se inicia no fim do 1º ano de confinamento e cessa 15 anos depois.

Apresenta-se nas Figuras 5.20 e 5.21 o fluxograma do modelo de funcionamento do AS de Matosinhos desenvolvido no presente trabalho. O esquema de cálculo foi programado em Excel com interface gráfica VBA.

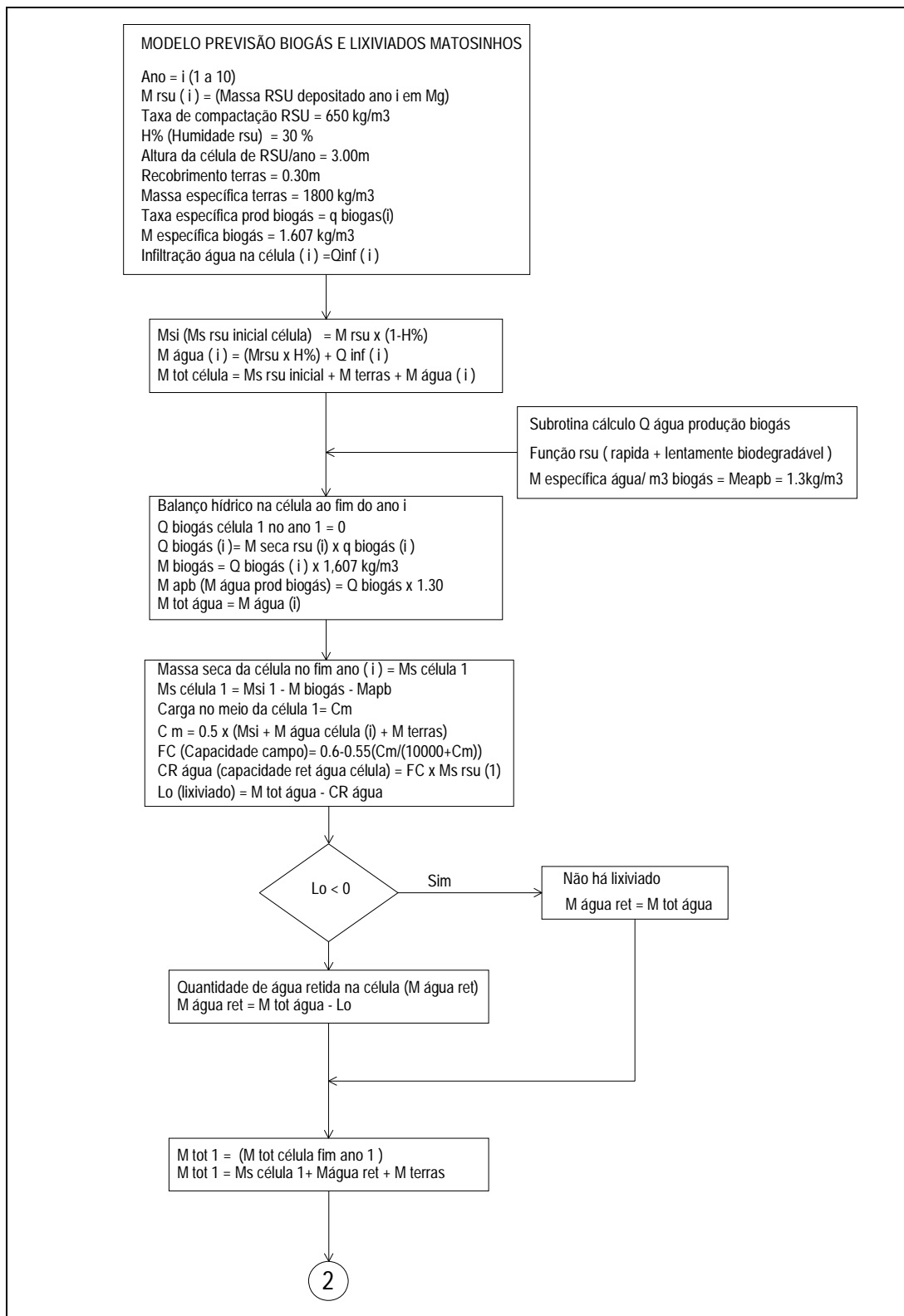


Figura 5.20 – Fluxograma do modelo – parte 1

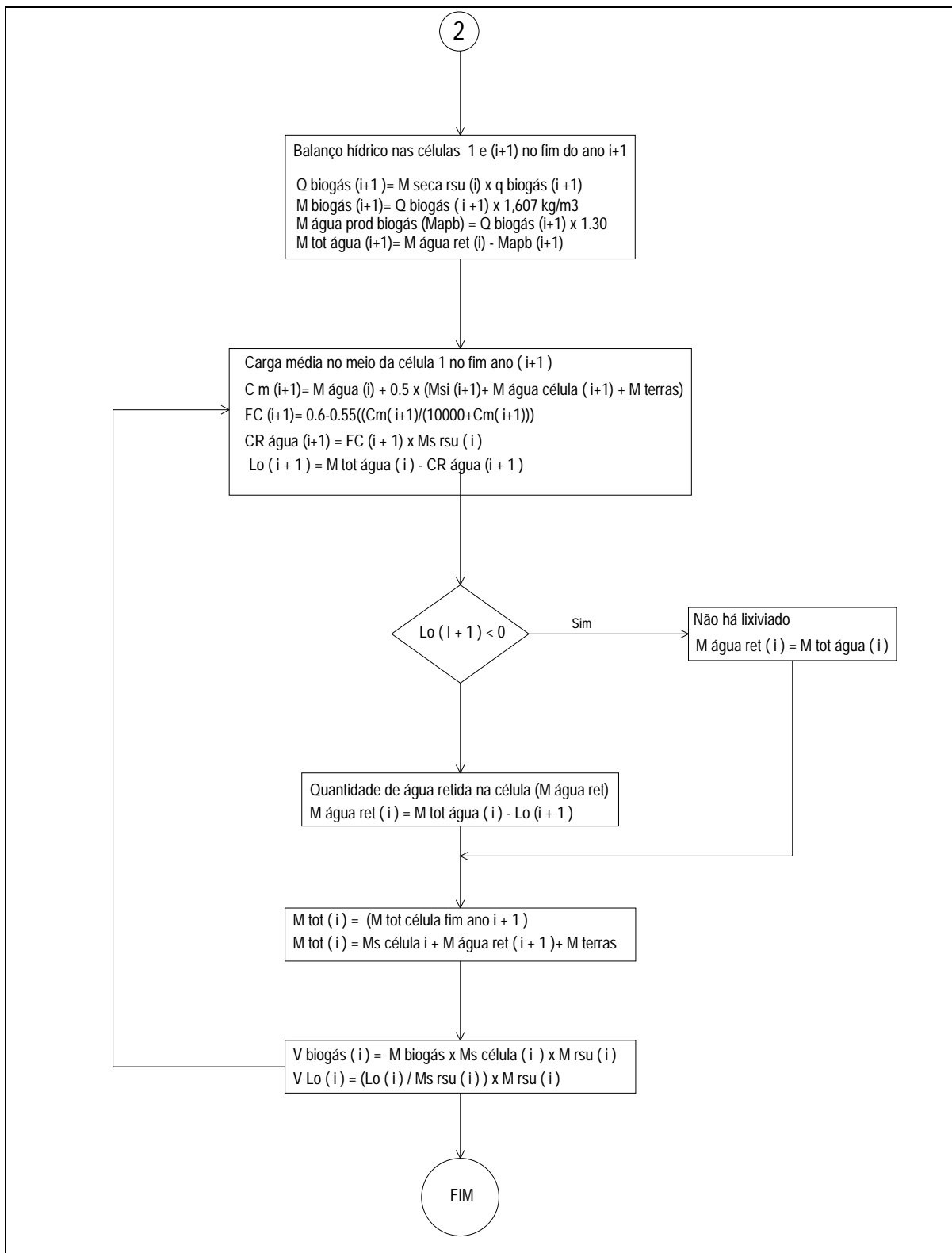


Figura 5.21 - Fluxograma do modelo – parte 2

Para efeitos de análise de sensibilidade e de avaliação dos resultados do modelo proposto, foram utilizados dois modelos comparativos, um mais simples, baseado na composição química dos RSU, na taxa específica de produção de biogás e na quantidade de RSU aterrados, e outro, mais sofisticado, o LandGEM 3.02 (Landfill Gas Emissions Model) desenvolvido pela USEPA, cuja versão permite a introdução de parâmetros mais consentâneos com as características dos resíduos e do local onde estão confinados.

As fracções de resíduos com velocidades de degradação rápida e lenta e respectivos teores de humidade estão apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Fracções de RSU Biodegradáveis de Matosinhos

	Matéria fresca (%)	H (%)	M seca
Restos alimentares	27.8	70%	8.34
Papel e Cartão	17.3	5.5%	16.3
Resíduos de Jardins (60%)	5.58	60%	2.2
Outros (50%)	2.5	6%	2.4
Rapidamente biodegradáveis (RB)			29.3
Madeira	1.00	20%	0.8
Têxteis	8.70	10%	7.8
Finos (60%)	7.8	15%	6.6
Resíduos de Jardins (40%)	3.72	60%	1.5
Lentamente biodegradáveis (LB)			16.7

Tendo como objectivo o cálculo da composição química dos RSU, em termos globais ou da fracção orgânica, assumiu-se que a distribuição percentual dos elementos químicos (C,H,O,N,S) em cada um dos seus componentes é a que consta da Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Composição dos constituintes dos RSU (adap. Tchobanoglous *et al.*, 1993)

Componentes	Porcentagem em massa (base seca)					
	C	H	O	N	S	cinzas
Mat Fermentável	48.0%	6.4%	37.6%	2.6%	0.4%	5.0%
Papel e Cartão	44.0%	5.9%	44.6%	0.3%	0.2%	5.0%
Verdes	47.8%	6.0%	38.0%	3.4%	0.3%	4.5%
Madeira	49.5%	6.0%	42.7%	0.2%	0.1%	1.5%
Plásticos	60.0%	7.2%	22.8%			10.0%
Têxteis	55.0%	6.6%	31.2%	4.6%	0.2%	2.5%
Vidro	0.5%	0.1%	0.4%	<0.1		98.9%
Metais	4.5%	0.6%	4.3%	<0.1		90.5%
Finos	26.3%	3.0%	2.0%	0.5%	0.2%	68.0%
Outros	44.7%	6.2%	38.4%	0.7%		9.9%

Admitindo que o enxofre é marginal na constituição dos principais componentes dos RSU, a sua composição química pode ter formulação do tipo $C_aH_bO_cN_d$, em que a, b, c, d são os coeficientes, ou índices, dos elementos químicos que compõem a fórmula global dos RSU ou de cada uma das suas fileiras constitutivas. Apresenta-se na Tabela 5.6 os valores desses índices e os cálculos intermédios. A massa de um determinado elemento químico de uma fileira é dada por: $m_{j,i} = mF_i E_j$

Em que:

$m_{j,i}$ é a massa seca do elemento químico j (C,H,O,N,S) da fileira i (1 a 8)

mF_i é a massa seca do material da fileira i

E_j é a massa atômica do elemento j

O número de moles do elemento j é dado por: $nM_j = \sum_{i=1}^8 m_{j,i} ma_j$

Em que ma_j é a massa atômica do elemento j

Os índices I_r ($r = a, b, c, d$) são dados por: $I_r = \frac{nM_j}{nM_N}$ em que nM_N é o número de moles do azoto (normalização de N).

Tabela 5.6 - Determinação dos coeficientes da fórmula química dos RSU biodegradáveis

Componente (fileira F _i)	Elementos			C	H	O	N	S	cinzas
	Índices			a	b	c	d		
	Massa atômica (ma)			12	1	16	14	32	
	M fresca	H (%)	M seca	(kg/100 kg RSU)					
1 - Restos alimentares	27.8	70.0%	8.34	4.003	0.534	3.136	0.217	0.033	0.417
2 - Papel e Cartão	17.3	5.5%	16.3	7.193	0.965	7.291	0.049	0.033	0.817
3 - Resíduos jardins (60%)	5.58	60.0%	2.2	1.067	0.134	0.848	0.076	0.007	0.100
4 - Outros (50%)	2.5	6.0%	2.4	1.050	0.146	0.902	0.016	0.000	0.233
Rapidamente biodegradáveis (RB)	Σ		29.3	13.314	1.778	12.178	0.358	0.073	1.568
5 - Madeira	1.0	20.0%	0.8	0.396	0.048	0.342	0.002	0.001	0.012
6 - Têxteis	8.7	10.0%	7.8	4.307	0.517	2.443	0.360	0.012	0.196
7 - Finos (60%)	7.8	15.0%	6.6	1.744	0.199	0.133	0.033	0.013	4.508
8 - Resíduos Jardins (40%)	3.72	60.0%	1.5	0.711	0.089	0.565	0.051	0.004	0.067
Lentamente biodegradáveis (LB)	Σ		16.7	7.157	0.853	3.483	0.446	0.030	4.783
		nM _j (n° moles RB)		1.109	1.778	0.761	0.026	0.002	0.000
		nM _j (n° moles LB)		0.596	0.853	0.218	0.032	0.001	0.000
		nM _j (n° moles Total)		1.706	2.631	0.979	0.057	0.003	0.000
Índices da Fórmula química aproximada sem enxofre normalizada para N=1									
		Índices		a	b	c	d	enxofre	cinzas
		RB	N=1	43.4	69.5	29.7	1.0	0	0
		LB	N=1	18.7	26.8	6.8	1.0	0	0
		Total	N=1	29.7	45.8	17.0	1.0	0	0

Assim, considerando a totalidade dos constituintes orgânicos biodegradáveis dos RSU, a fórmula química calculada é dada por C_{29.7}H_{45.8}O₁₇N, normalizada para N=1 e desprezando o peso do enxofre no seu conjunto. Assim, para os constituintes rápida e lentamente biodegradáveis, a fórmula tomará os seguintes valores:

Rapidamente biodegradáveis - C_{43.4}H_{69.5}O_{29.7}N

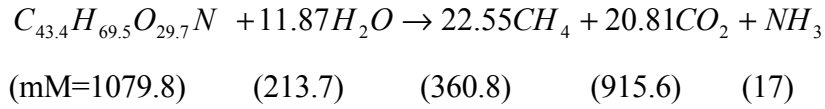
Lentamente biodegradáveis - C_{18.7}H_{26.8}O_{6.8}N

A taxa específica anual de produção de biogás é determinada através da equação da degradação anaeróbia da matéria orgânica (3.6).

Segue-se a determinação da taxa máxima de produção de biogás para os elementos rapidamente biodegradáveis (RB) e para os elementos lentamente biodegradáveis (LB), assumindo-se que a máxima taxa específica de produção de biogás dos elementos RB é atingida no fim do 1º ano e cessa a produção ao fim de 6 anos, enquanto que para os elementos LB o máximo é atingido no 6º ano e cessa ao fim de 15 anos.

Aplicando a equação (3.6) com os índices a, b, c, d da Tabela 5.6 resulta:

(i) Fracção rapidamente biodegradável:



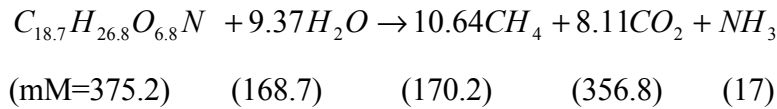
Para o caso dos RSU de Matosinhos, a massa seca de RB é de 29.4%, o que conduz aos seguintes volumes de CH_4 e CO_2 :

$$V_{CH_4} = \frac{360.8 \times Ms_{RB}}{1079.8 \times \delta_{CH_4}} = \frac{360.8 \times 29.4}{1079.8 \times 0.7176} = 13.69 m^3 / 100 kg_{RSU}$$

$$V_{CO_2} = \frac{915.6 \times Ms_{RB}}{1079.8 \times \delta_{CO_2}} = \frac{915.6 \times 29.4}{1079.8 \times 1.978} = 12.6 m^3 / 100 kg_{RSU}$$

Sendo as massas específicas $\delta_{CH_4} = 0.7176 \text{ kg/m}^3$ e $\delta_{CO_2} = 1.978 \text{ kg/m}^3$

(ii) Fracção lentamente biodegradável (massa seca de 16.7%):



$$V_{CH_4} = \frac{170.2 \times Ms_{LB}}{375.2 \times \delta_{CH_4}} = \frac{170.2 \times 16.7}{375.2 \times 0.7176} = 10.59 m^3 / 100 kg_{RSU}$$

$$V_{CO_2} = \frac{170.2 \times Ms_{LB}}{375.2 \times \delta_{CO_2}} = \frac{170.2 \times 16.7}{375.2 \times 1.978} = 8.05 m^3 / 100 kg_{RSU}$$

Os volumes teóricos dos gases de aterro, por kg de RSU, em função da velocidade de biodegradação dos seus constituintes, estão apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Taxa específica teórica de gás de AS em função da velocidade de biodegradação

Componentes	Volume (m ³ /kg RSU)		
	CO ₂	CH ₄	Biogás
Rapidamente biodegradável	0.126	0.137	0.263
Lentamente biodegradável	0.081	0.106	0.186
Total	0.207	0.243	0.449

Considerando volumes de biogás em base seca da matéria orgânica, teremos uma taxa específica de 0.894 m³/kg de RB base massa seca e de 1.113 m³/kg de LB base massa seca.

Esta estimativa corresponde ao máximo de produção de biogás em condições ótimas de funcionamento do AS como bioreactor, supondo uma conversão completa da matéria orgânica. Seria necessário, entre outras condições, assegurar uniformidade de distribuição da humidade, o que não acontece, como se constatou da análise de diversas amostras da fracção sólida dos resíduos em profundidade que mostraram teores de humidade abaixo de 30%. Para a determinação da taxa específica de produção de biogás no AS de Matosinhos assumiu-se um rendimento metabólico de 25%, cujos valores estão apresentados na Figura 5.22, calculados com base no modelo triangular de produção de biogás em AS, com os pressupostos anteriormente referidos.

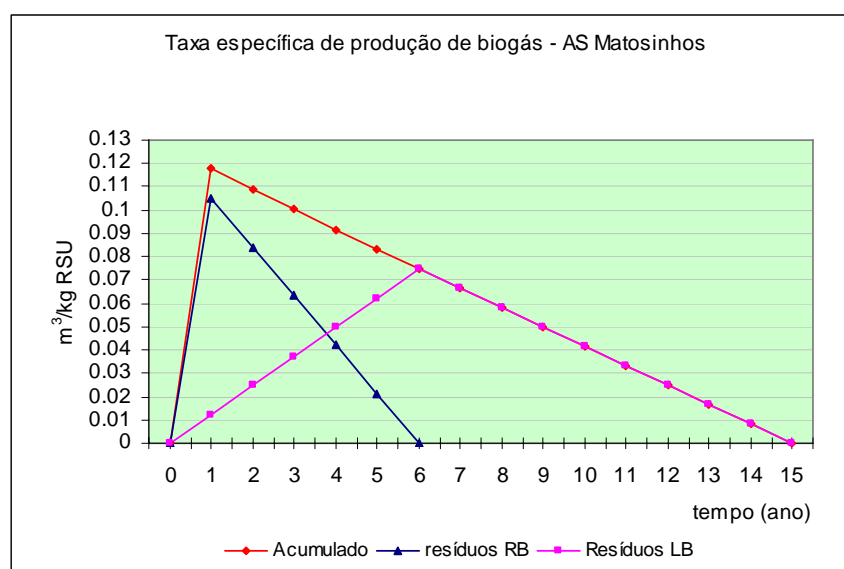


Figura 5.22 – Taxa específica de produção de biogás em Matosinhos

Este procedimento corresponde à subrotina de cálculo da taxa específica de produção de biogás ao longo do tempo utilizada no modelo.

A estimativa qualitativa dos lixiviados é feita com base na dissolução de componentes orgânicos nele contidos e na sua estabilização, já que, na fase sólida, estes podem ser convertidos em orgânicos solúveis dos lixiviados quando dissolvidos. No modelo desenvolveu-se uma subrotina que modela estas condições, utilizando-se as equações constantes em 5.3.1.2 e 5.3.1.3.

6. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

O caso de estudo seleccionado teve como objectivo aprofundar conhecimento das componentes de tratamento associadas aos resíduos sólidos urbanos nas suas fases sólida (resíduos), líquida (lixiviados) e gasosa (biogás).

Relativamente às massas de resíduos, foram realizadas campanhas de caracterização anuais dos RSU produzidos no município de Matosinhos e, posteriormente, já com os resíduos aterrados, duas campanhas de extracção de amostras de resíduos em profundidade para análise laboratorial dos componentes e determinação do grau de degradação com o tempo. Semestralmente foram realizados levantamentos topográficos para controlo dos assentamentos e avaliação da compactação “*in loco*”.

Para o estudo da fase líquida, construiu-se uma estação de tratamento de lixiviados à escala piloto (ETL-piloto) e um canal de secção rectangular à entrada da lagoa arejada de tratamento de lixiviados, com descarregador triangular e com sonda para medição do caudal afluente à estação, cujos dados eram registados on-line, com o objectivo de comparar eficiências de tratamento à escala piloto e à escala real. Foi instalado um depósito de oxigénio puro junto da lagoa arejada para alimentar os equipamentos de distribuição do oxigénio na lagoa (ventoxal) no decurso dos ensaios da tratabilidade do lixiviado, estabelecendo-se vários esquemas de tratamentos biológicos. Para esta fase foram definidos dois objectivos: (i) verificar até que ponto a massa microbiana seria suficiente para o arranque do funcionamento de uma ETL cujo afluente é complexo e de elevada carga orgânica, de variabilidade quantitativa e qualitativa ao longo do tempo; e (ii) estudar a possibilidade de utilização de lamas activadas de uma ETAR urbana, para o arranque da ETL. Complementarmente procurou comparar-se a eficiência do arejamento superficial por turbinas flutuantes com a difusão por injeção de oxigénio puro no tratamento. Embora não sejam apresentados neste trabalho resultados do comportamento das telas de impermeabilização ao longo do tempo, foram realizados testes de envelhecimento em lixiviados e ensaios de resistência ao efeito dos raios UV. O efeito barreira da geomembrana dos alvéolos foi avaliado através da evolução qualitativa das águas dos piezómetros instalados em diversos pontos do AS.

Apresenta-se na Figura 6.1 uma planta esquemática do aterro de Matosinhos (1994).

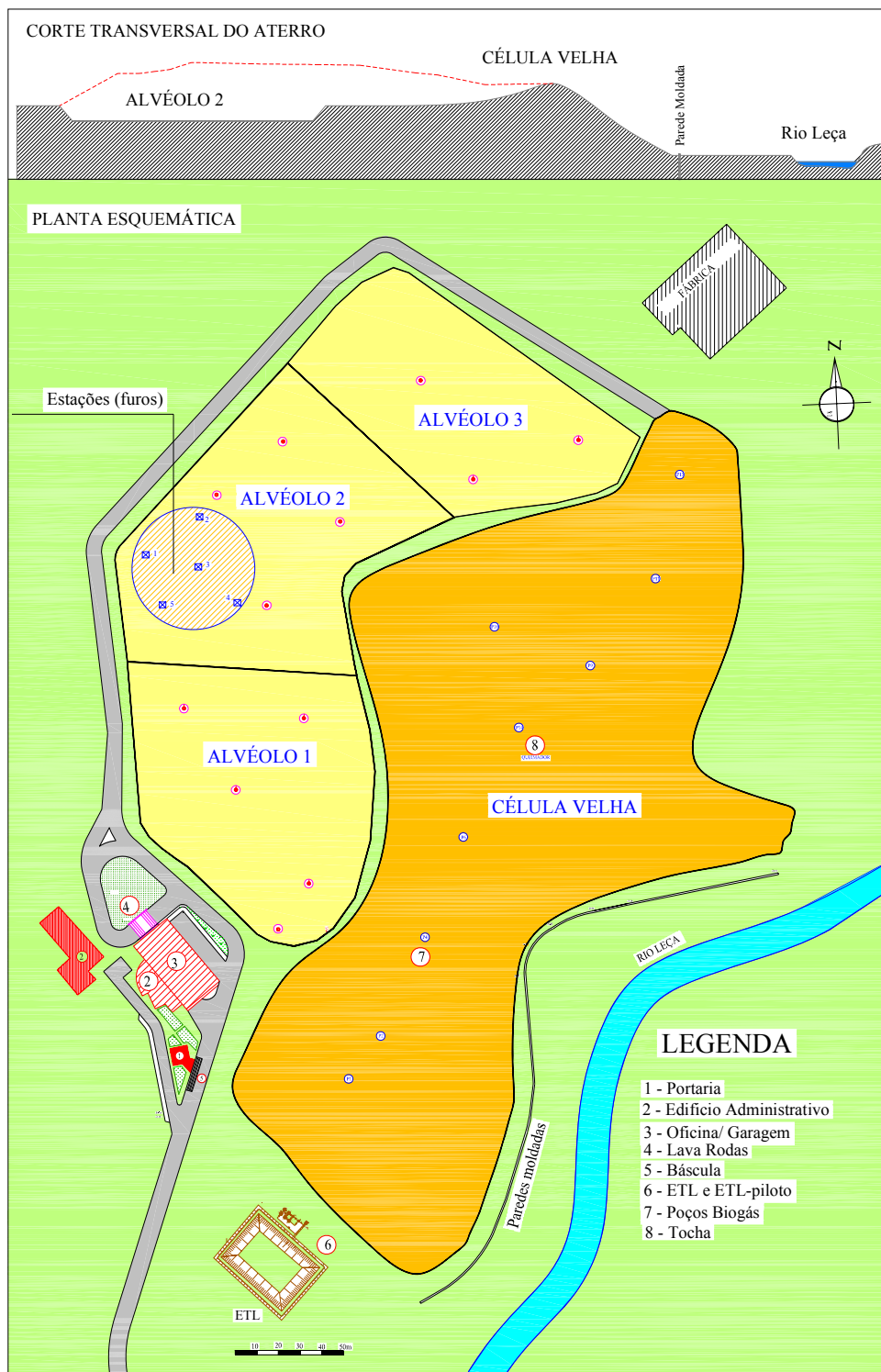


Figura 6.1 – Planta do aterro com localização dos alvéolos, dos furos de amostragem, das ETL e instalações

6.1 PLANO EXPERIMENTAL

Para alcançar os objectivos propostos para este caso de estudo, adoptou-se um plano experimental para análise do comportamento das várias fases presentes no aterro sanitário: sólida, líquida e gasosa. Na Tabela 6.1 apresenta-se um resumo dos ensaios realizados e os seus objectivos gerais.

Tabela 6.1 – Plano experimental. Objectivos

Fase	Ensaio	Objectivos
Sólida	Gravimétricos Físico-Químicos e químicos (Humidade, Matéria Orgânica, Ácidos húmicos, Sólidos voláteis, Celulose Bruta, Carbono Orgânico Total, Carbono Orgânico Oxidável, Azoto Kjeldhal, azoto amoniacal, C/N)	Estudo das características físicas dos RSU produzidos Avaliação da degradabilidade dos resíduos orgânicos e da sua estabilização em função da profundidade em que estão confinados. Estudo de correlação de parâmetros que possam ser estabelecidos como indicadores da estabilização dos resíduos.
Líquida	Físico e Físico-Químicos (Caudal, pH, condutividade Eléctrica, Temperatura, OD, Potencial Redox, ST, SST, SSV e STV Químicos (CBO ₅ , CQO, Fe, PO ₄ , N, NH ₄ , NTK Cloretos, alcalinidade Metais pesados: (As,Cd,Cr,Cu, Hg,Pb,Se,Zn,Ni)	Estudo da biodegradabilidade da matéria orgânica relacionando-a com vários factores (humidade dos resíduos, fase da degradação, precipitação) e estudo da eficiência dos processos de tratamento preconizados para os lixiviados.
Gasosa	Caudal, teor de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ nos poços e no queimador	Estudo da biodegradabilidade da matéria orgânica relacionando-a com vários factores (humidade dos resíduos, fase da degradação, precipitação)

Na amostragem da fase sólida adoptou-se a metodologia descrita na Figura 6.2 onde o conteúdo de resíduos de cada metro de furo constituiu o material da cada amostra recolhida. Os levantamentos topográficos realizados duas vezes por ano permitiram estabelecer a idade dos resíduos, que se apresenta na escala direita da figura.

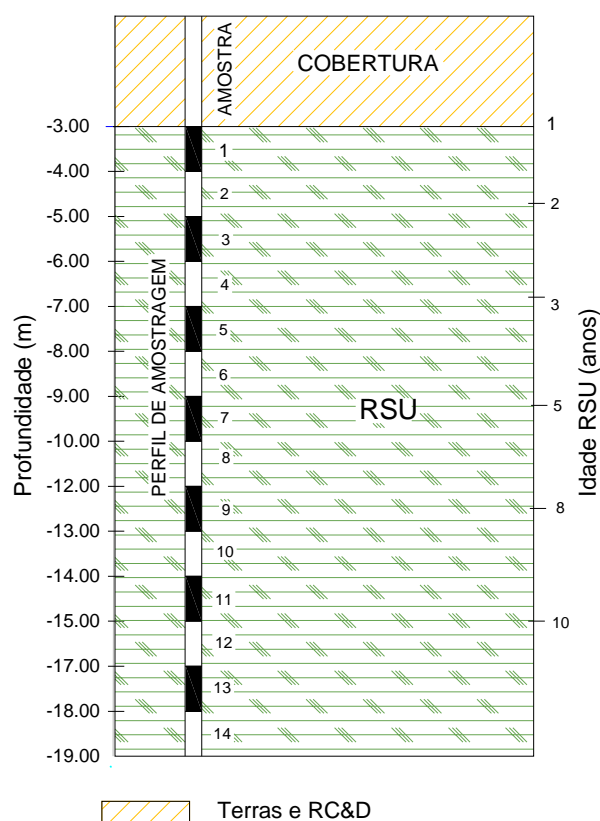


Figura 6.2 – Perfil de um furo de amostragem de resíduos em profundidade

6.2 RESÍDUOS SÓLIDOS. AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

6.2.1 Amostragem da fracção sólida

As amostras dos resíduos obtidas a diversas profundidades foram realizadas em 2003, utilizando-se um penetrómetro dinâmico pesado RMU, usualmente utilizado em ensaios de caracterização de solos, o qual foi especialmente adaptado com ponteiros em aço inox adequadas às características dos resíduos. Foi seleccionada uma área do alvéolo 2 onde se marcaram 5 estações para realização de furos para extracção das amostras. Em cada estação realizaram-se 2 a 3 furos distanciados uns dos outros de cerca de 4 a 5 metros e as amostras foram homogeneizadas de acordo com as respectivas profundidades. Foram obtidas amostras a partir da profundidade de 3 metros, uma vez que o topo da célula já estava coberta com terras e a sua espessura era constituída essencialmente por inertes da construção civil e material terroso de escavações de obras das redondezas do aterro. A cada

metro de profundidade foi extraída uma amostra, tendo-se atingido os 17 metros em alguns furos.

O penetrómetro era posicionado na estação marcada por uma estaca de madeira, era apurado o respectivo martelo (Figura 6.3) e iniciava-se a perfuração com uma vareta com ponteira incorporada de diâmetro igual ao do amostrador construído. Após a perfuração dos primeiros 3 metros, substituía-se a vareta pela sonda com o amostrador que no seu interior comportava um tubo de PVC rígido de Ø 50mm por 1.00 m de comprimento que permitia a recolha de aproximadamente 1964 cm³ de resíduos. A progressão era realizada com a adição de varetas de 1.00m de comprimento. Cada amostra de 1.00 m estaria completa quando a vareta de aço se encontrava completamente cravada, sendo depois retirada do furo, por trechos de vareta. O procedimento era repetido com novo tubo no interior da sonda e uma progressão de metro a metro até estar de novo posicionado no fundo do furo, de modo a proceder à extracção de nova amostra. Quando se deparava com resistência (elementos de grande dimensão como pedregulhos, elementos de betão ou pedaços de madeira), o furo era abandonado e o equipamento posicionado num raio de 2 a 2.5 metros e repetidas as operações como descrito anteriormente. Por vezes foi necessário repetir, para um mesmo furo, dezenas de tentativas. As condições de trabalho, extremamente difíceis, determinaram a perda por três vezes, do material da recolha incluindo varetas, sonda e ponteira.

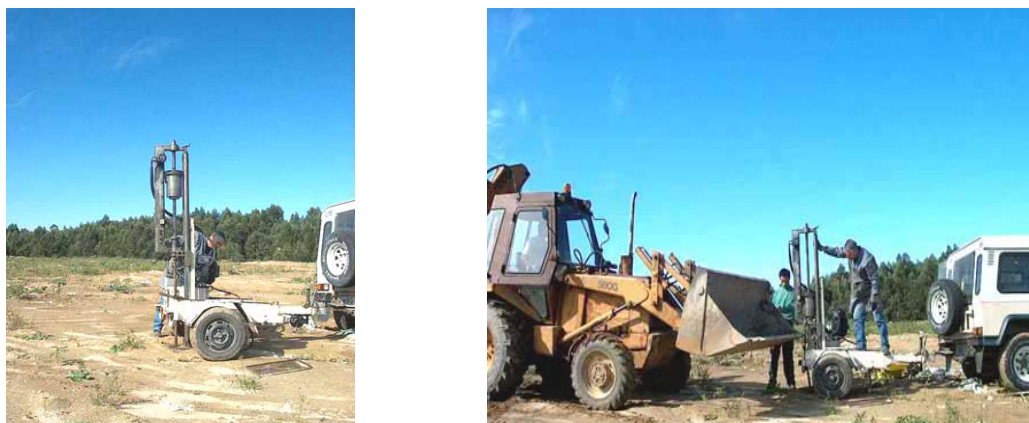


Figura 6.3 – Procedimentos de amostragem em campanha de Verão

Apresentam-se nas fotos da Figura 6.5 aspectos dos trabalhos de campo, na campanha de Inverno e uma amostra após ser removida da sonda e após recepção em laboratório para a sua preparação. As amostras eram divididas em duas sub-amostras de igual massa.



Figura 6.4 - Procedimentos de amostragem em campanha de Inverno e amostra no laboratório

6.2.2 Caracterização gravimétrica

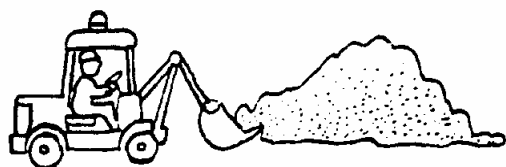
A caracterização gravimétrica dos RSU seguiu as metodologias propostas pela ex-DGQA, através do seu Documento Técnico nº 1, e pela Agência governamental Francesa de protecção ambiental ADEME (projecto Modecom.). Foram avaliados os 8 circuitos urbanos de recolha indiferenciada e um circuito de recolhas especiais selectivas. Para cada

ano, realizaram-se duas campanhas de recolha de amostras: uma em Junho e Julho e outra em Dezembro.

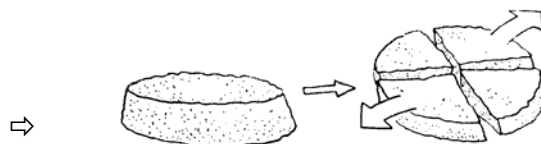
Nas primeiras caracterizações realizadas foram adoptadas as seguintes categorias de resíduos sujeitas a triagem: (i) matéria orgânica fermentável; (ii) fracção fina <20mm; (iii) papel (papel/papel embalagem e cartão); (iv) Plásticos (embalagem/filmes e plásticos rígidos); (v) têxteis; (vi) metais (ferrosos e não ferrosos); (vii) vidros; (viii) madeira; e (ix) outros.

Nas diversas campanhas utilizou-se uma retroescavadora para apoiar na homogeneização dos resíduos. A escolha e classificação dos resíduos foi realizada no pavilhão/armazém do aterro sanitário e em média durava 6 dias, envolvia 8 trabalhadores e 2 técnicos superiores, sendo um deles o responsável pela campanha.

As amostras de cada circuito eram homogeneizadas e quarteadas, com rejeição de 2 quartos de cada vez, até se recolher a quantidade adequada para segregação por componentes, como esquematicamente se apresenta nas ilustrações da Figura 6.5.



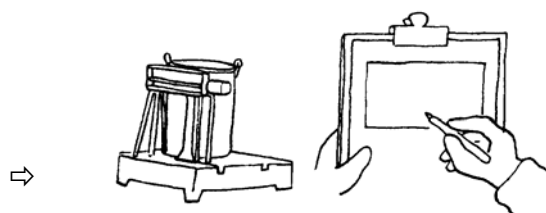
Mistura dos resíduos com pá carregadora



Quarteamento com rejeição de 2/4



Controlo da amostragem no aterro, enchimento dos contentores de volume conhecido



Pesagem dos recipientes e seu registo

Figura 6.5 – Caracterização gravimétrica dos resíduos no AS de Matosinhos

Apresenta-se na Tabela 6.2 as categorias de resíduos propostas pelo projecto Modecom.

Tabela 6.2 – Categorias dos resíduos para efeito de caracterização (projecto Modecom, França, UE)

CATEGORIAS	SUBCATEGORIAS
Resíduos fermentáveis	Resíduos Alimentares
	Resíduos de Jardins
Papeis	Embalagens de Papel
	Jornais Revistas e Folhetos
	Papel de Escritório
	Outro Papel
Cartão	Embalagens de Cartão
	Outro Cartão
Compósitos	Embalagens Compósitas de Cartão
	Outras Embalagens Compósitas
	Outros Compósitos (não emb.)
Têxteis	
Têxteis Sanitários	
Plásticos	Filmes em PE ou PP
	Garrafas em:
	PVC
	PE
	PET
	Outros Materiais
	Outras Embalagens em Plástico
Outros Resíduos Plásticos	
Combustíveis não Classificados	Emb. de Combustíveis não especificados
	Outros Combustíveis não especificados
Vidro	Embalagens de Vidro
	Outros Resíduos de Vidro
Metais	Embalagens Ferrosas
	Embalagens Alumínio
	Outros Resíduos Metálicos (não emb)
Incombustíveis não Classificados	
Resíduos domésticos especiais	Pilhas e Acumuladores
	Outros Resíduos Domésticos Especiais
Elementos finos (< 20 mm)	

6.2.3 Análises Físicas e Físico-Químicas

Foram definidos os seguintes parâmetros físicos e físico-químicos: pH, condutividade eléctrica, matéria orgânica total, teor de humidade, sólidos voláteis e teor de inertes.

6.2.3.1 Determinação do pH

As determinações do pH foram realizadas de acordo com Carnes e Lossin (1970) e Pereira Neto (1987). À amostra “in-natura”, é adicionada água destilada. Deste procedimento, resulta a passagem dos iões hidrosolúveis para a fase aquosa. Posteriormente, é efectuada a quantificação de iões hidrogénio através de uma determinação potenciométrica, usando um medidor de pH, munido de um eléctrodo combinado de vidro.

6.2.3.2 Condutividade eléctrica

A medição da condutividade eléctrica foi feita de acordo com o descrito anteriormente para a determinação do pH, com a diferença de, neste procedimento, ser quantificada a totalidade de iões existentes na solução aquosa e não apenas os iões hidrogénio.

6.2.3.3 Matéria Orgânica Total

A determinação da matéria orgânica total foi feita pelo método da perda por combustão, utilizado por Pereira Neto (1987), descrito por Russo (1998). Esta determinação baseia-se num método analítico gravimétrico. Deste modo, a quantificação da matéria orgânica total existente numa amostra é efectuada pela diferença de massas entre a amostra inicial e o resíduo resultante da queima desta, depois de desidratada em estufa entre 60 e 65°C ou em micro-ondas, a uma temperatura de $550 \pm 5^\circ\text{C}$ para se processar a combustão completa da amostra. Neste processo, a matéria orgânica da amostra é oxidada pelo oxigénio do ar, dando origem a dióxido de carbono e vapor de água. Como ambos os produtos são gasosos, a perda de massa traduz a quantidade de matéria orgânica existente na amostra que foi oxidada.

O método usual para determinação da matéria orgânica total é o descrito por Tinsley, (1950), da digestão da matéria orgânica pelo permanganato de potássio. Este método não será muito eficiente na avaliação do carbono total. Segundo Brito, (1994), existem diferenças significativas entre os teores de matéria orgânica determinados por calcinação e o método de Tinsley, dado que este último apenas doseia a matéria orgânica facilmente oxidável, pelo que em processos de digestão em aterros é mais aconselhada a sua

determinação por calcinação. Também para Gomes, (2003), o método da calcinação apresenta maior rigor na avaliação do teor em matéria orgânica e da evolução dos sólidos voláteis em função do tempo.

6.2.3.4 Teor de Humidade

A determinação do teor de humidade foi efectuada segundo recomendações de Pereira Neto, (1987), calculado a partir da perda em massa de 100 g da amostra, a qual foi desidratada numa estufa ventilada a 75 °C por 24 horas e arrefecida num excicador, sendo então registados os valores. Foi também feita a determinação segundo Solyon, (1977), utilizando-se 30 g do material, desidratando em estufa ventilada à temperatura de $100 \pm 5^\circ\text{C}$ em 24 horas, expresso em percentagem da base húmida. Os métodos são equivalentes.

6.2.3.5 Teor de Humidade pelo Método do Micro-ondas

Procedimento descrito por Pereira Neto (1989) para o composto orgânico, foi adaptado para os resíduos sólidos urbanos, utilizando-se uma amostra de 100 g, e um forno de micro-ondas ventilado marca Balay MW-2435E (1000w), dotado de tubo de ventilação, onde se coloca a amostra por 10 ± 2 minutos, com um gobelé com água dentro do forno para controlar a temperatura evitando a ebulição da água (quando se deve desligar o equipamento, deixar arrefecer a amostra e repetir o procedimento até atingir o tempo total previsto). Esta precaução é necessária porque a amostra pode entrar em combustão. Para se evitar esta situação pode regular-se a potência do forno para 80 % da potência máxima. Retira-se a amostra e pesa-se após arrefecida num excicador. O teor de humidade é determinado pela diferença de massas, antes e depois da operação, expressa em percentagem da base húmida.

6.2.3.6 Teor de Inertes

A determinação de inertes foi realizada com as devidas adaptações dos procedimentos do método francês para o composto orgânico, proposto pelo CEMAGREF-ANRED (Centre d'Études du Machinisme Agricole, du Genie Rural et des Eaux et Forêts - Agence National de Récupération et Élimination de Déchets), para as amostras de resíduos sólidos.

Uma amostra de RSU com 1 Kg é colocada num recipiente de 10 litros de capacidade ao qual se adiciona uma quantidade de hipoclorito de sódio suficiente para cobrir a amostra. Deixa-se actuar até à destruição da matéria orgânica. Lava-se abundantemente o produto com água quente num crivo de malha de 2 mm assente num alguidar, de modo a recuperar todas as partículas que não se diluírem com o hipoclorito e tenham dimensão superior, retendo-se a solução no balde após lavagem, a qual é decantada de modo a recuperar os finos, constituídos quase exclusivamente por areias.

Apresenta-se nas fotos da Figura 6.6 materias grosseiros e finos presentes em amostras.



Figura 6.6 – Fracção inerte não atacada pelo hipoclorito e fracção fina (areias) em decantação.

Em caso de destruição incompleta da matéria orgânica, renova-se o hipoclorito de sódio e repete-se o procedimento. O material retido no crivo passa por nova lavagem para eliminar o hipoclorito e partículas finas ainda aderidas. Esta fracção é constituída, principalmente, por matérias plásticas do tipo polietileno denso, filme plástico, poliestireno, fibras têxteis, ossos, pedaços de metal, vidros, pedras (Figura 6.6). As fracções devem ser secas em estufa a 75^o C até atingir peso constante. As fracções separadas são pesadas e os resultados são expressos em percentagem de peso seco. Previamente, determina-se a humidade da amostra.

6.2.4 Análises Químicas

6.2.4.1 Azoto Total

O azoto total é constituído por azoto orgânico (proteínas e peptídeos, ácidos nucleicos e ureia, e compostos de síntese orgânica) e azoto inorgânico. O azoto orgânico é definido funcionalmente como azoto ligado organicamente no estado de oxidação trivalente. Tal não inclui todos os compostos de azoto. Analiticamente o azoto orgânico e a amónia podem ser determinados conjuntamente e são referidos como “azoto Kjeldahl”. O azoto inorgânico é essencialmente o azoto oxidado, sob a forma de nitritos e nitratos.

A determinação do azoto total foi feita pelo método semi-micro-Kjeldahl, utilizando-se o sistema de digestão Kjeldahl - Tecator 2006, o sistema de destilação Kjeldahl - Tecator Kjeltec System 1002 e o sistema de purificação de gases da digestão. A digestão da amostra é realizada colocando-se cerca de 0.10 mg de amostra num tubo kjeldahl de 250 mL e adiciona-se cuidadosamente à amostra duas pastilhas de digestão (pastilhas “Kjeltabs” 3,5/Se), adicionando-se depois 15 mL de H₂SO₄ concentrado. O conjunto de tubos de digestão vai para o bloco digestor a 420 °C. Quando a quantidade de fumos libertada for reduzida, diminui-se o vácuo. Continua-se a digestão a 420 °C por cerca de 2 horas até que se constate que a amostra está digerida (incolor). Se a amostra apresentar coloração (amarelada) prolonga-se o tempo de digestão (cerca de 30 minutos) até se tornar incolor. Após a digestão deixar arrefecer a amostra digerida. Adicionar 75 mL de água destilada e efectuar o branco, por substituição da amostra por água destilada. A destilação da amostra e a determinação do azoto amoniacal faz-se por destilação substituindo a amostra digerida por água destilada, para aquecimento do sistema do seguinte modo: colocar o tubo Kjeldahl com a amostra digerida no sistema de destilação Kjeldahl e 75 mL de água destilada; colocar num erlenmeyer 25 mL de solução de H₃BO₃ com o indicador combinado e colocá-lo no sistema de destilação Kjeldahl, no local de recolha do destilado; o tubo de saída de destilado deverá estar inserido no seio da solução de ácido bórico; adicionar solução de hidróxido de sódio a 40%, através do accionamento manual da alavanca existente no aparelho (50 mL NaOH); ligar o sistema de vapor, para se iniciar a destilação e recolher o destilado até se atingir um volume final de 300 mL, seguindo-se a

titulação do destilado com ácido sulfúrico 0,02 N até viragem do indicador para cor alfazema pálida, procedendo-se de igual modo para o branco (deve ficar com a mesma cor da amostra). A concentração do azoto amoniacal é dada por:

$$N_{Kj} = \frac{14.007(V_A - V_B)N}{m} 1000 \quad (\%) \quad (6.1)$$

Em que:

V_A - volume de HCl 0,02 N, gasto na titulação da amostra, mL;

V_B - volume de HCl 0,02 N, gasto na titulação do branco, mL;

m - massa da amostra (g);

N - Normalidade do ácido clorídrico.

6.2.4.2 Carbono Orgânico Total (COT)

Utiliza-se uma amostra de 100 mg de resíduos previamente desidratados e triturados num Erlenmeyer de pirex de 150 ml e num triturador eléctrico e passados num peneiro 200 (#0.074mm). Reagentes: 20 mL de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) a 8%; 30 mL de ácido sulfúrico concentrado; água destilada; 200 ml de uma solução de fluoreto de sódio 7.5 g/L ; 3-5 gotas de difenilamina. Solução de sal de Mohr 0.2N. Coloca-se num Erlenmeyer de pirex de 150 mL a amostra analítica triturada e seca e junta-se 20 ml da solução de dicromato de potássio a 8% e 30 ml de ácido sulfúrico concentrado. Adapta-se um refrigerador ao Erlenmeyer e mantém-se a mistura em ebulição lenta durante 5 minutos. Deixa-se arrefecer ao ar durante 15 minutos. Completa-se o volume a 250 ml com água destilada. Toma-se uma amostra de 10 mL. Dilui-se em 200 mL de água destilada num Erlenmeyer de boca larga e adiciona-se 200 mL de uma solução de fluoreto de sódio 7.5 g/L e 3-5 gotas de difenilamina. Titular com uma solução de sal de Mohr 0.2N. A viragem é de azul-escuro para azul-esverdeado. O COT é dado pela expressão:

$$C = (V_B - V_A)N \frac{7.5}{m} \quad (6.2)$$

Em que:

C - carbono orgânico expresso em percentagem da matéria seca;

V_B - volume de Sal de Mohr gasto no branco (mL);

V_A - volume de Sal de Mohr gasto na amostra (mL;)

N - normalidade do Sal de Mohr;

m - peso seco da amostra (g).

6.2.5 *Carbono Orgânico Oxidável*

A determinação analítica do carbono orgânico oxidável (COO) foi feita utilizando-se a metodologia proposta por Walkley-Black (1934). Pesa-se 1 g de amostra seca a 60 - 65°C num Erlenmeyer de 500 mL e adiciona-se 20 mL de dicromato de potássio 1N, com auxílio de uma bureta e 20 mL de ácido sulfúrico concentrado. Agita-se cuidadosamente por 1 minuto e deixa-se repousar por 30 minutos. Dilui-se para 200 mL de água desionizada e adiciona-se 10 mL de ácido fosfórico a 85%, 10 mL de solução a 2% de fluoreto de sódio e 15 gotas de indicador difenilamina. Procede-se de seguida à titulação com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal 0.5N. A solução castanho-esverdeada passa para verde-escuro, apresentando uma coloração verde brilhante no ponto final da titulação. O teor de carbono orgânico oxidável é calculado pela expressão:

$$\text{COO (\%)} = 20 (1 - V_A/V_B) N (0.003) (100/p) \quad (6.3)$$

Em que:

V_A - volume do titulante solução de sal de Mohr, em mL, para titular a amostra;

V_B - volume do titulante sal de Mohr para titular o branco (mL);

V_A/V_B - factor que anula o efeito da normalidade da solução de Mohr;

N - normalidade do dicromato de potássio;

20 - volume de dicromato de potássio adicionado (mL);

p - representa o peso da amostra (g).

6.2.5.1 Celulose Bruta

Pesa-se 0.5 g de matéria seca num Erlenmeyer de pirex de 150 ml de boca esmerilada. Junta-se 50 ml de mistura ácida (90 ml de HNO₃ concentrado completando a 1 litro com CH₃COOH a 80 %). Adapta-se o condensador e deixa-se ferver durante 25 minutos, agitando frequentemente. Desmonta-se o condensador e filtra-se a quente sob sucção através de um cadinho de Goosh (G3), previamente tarado. A sucção é obtida usando uma trompa de água. O resíduo que permanece no filtro é lavado primeiramente com 5 ml de mistura ácida quente e depois com água destilada quente até que o filtrado apresente reacção neutra. Lava-se depois com álcool a 95°, por diversas vezes e finalmente com éter. O cadinho é seco na estufa a 100 - 105 °C durante 12 horas. Transfere-se para o excicador e pesa-se logo que esteja arrefecido. Volta de novo à estufa por duas horas após o que se deixa arrefecer no excicador e se pesa novamente. Uma vez obtido peso constante dá-se por terminado o processo.

A percentagem de celulose bruta, designada por *CB* será igual a:

$$CB = \text{Massa de } CB / \text{Massa da amostra (\%)} \quad (6.4)$$

O peso da celulose será dado por: Peso (do cadinho + celulose bruta) - Peso do cadinho

6.2.5.2 Ácidos Húmicos

A metodologia para determinação de ácidos húmicos em solos, foi adaptada de Chaminade e descrita por Egreja Filho (1993) utilizando-se uma amostra de 200 mg seca e triturada, com 50 ml de solução de pirofosfato de sódio 0.1 mol/L com pH ajustado a 9, com o objectivo de evitar a oxidação dos ácidos húmicos. O período de extracção foi de 12 horas com agitação manual ocasional. Filtrou-se a mistura e ao filtrado foram adicionados 5 mL de ácido sulfúrico concentrado, deixando em repouso durante 30 minutos para a precipitação dos ácidos húmicos. Nova filtração foi feita, lavando o resíduo com solução

de ácido sulfúrico 10% (v/v) até completa eliminação do pirofosfato de sódio, que foi verificada por "spot-test", utilizando-se uma gota de nitrato de prata 10% (p/v) em algumas gotas do filtrado, considerando-se que a lavagem foi suficiente quando o AgNO_3 não turvava. No mesmo filtro, tratou-se o resíduo com 20 mL de permanganato de potássio 0.02 mol/L acidificado com 20 mL de ácido sulfúrico a 20% (v/v). Estas soluções foram retiradas dos banhos de areia em que eram mantidos (30 minutos a 100°C, no mínimo) e misturadas em balão de 100 mL antes de verter no filtro. Foram adicionados, após o resfriamento, 20 mL de solução-padrão de oxalato de sódio 0,05 mol/L, passando da cor violeta a incolor, titulando-se, em seguida, o excesso de oxalato com a solução de permanganato de potássio 0.02M, até à coloração rósea permanente. O número de miliequivalentes de permanganato de potássio, consumido na titulação, equivale ao número de miliequivalentes de ácidos húmicos, contidos na amostra inicial.

6.2.5.3 Relação C/N

O carbono e o azoto são elementos importantes no processo metabólico dos microrganismos pois são constituintes fundamentais das células microbianas, em que C representa em média 50% e N de 2 a 8%. A relação C/N depende do microrganismo e do meio de crescimento, onde 2/3 do carbono se transforma em CO_2 e 1/3 se combina com o azoto nas reacções celulares. O carbono tem 3 funções fisiológicas principais: (a) é constituinte do material celular; (b) funciona como electrão dador em metabolismos energéticos (respiração de substratos orgânicos); e (c) funciona como electrão receptor em reacções metabólicas de energia (fermentação, redução do CO_2 em CH_4). Pode, por isso, ser limitante no processo. A relação C/N, obtém-se dividindo o teor de carbono orgânico total (COT) pelo azoto total, como se descreve nos itens 6.2.4.2 e 6.2.4.1., respectivamente.

6.3 LIXIVIADOS. AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS

As análises laboratoriais para avaliação das características dos lixiviados foram realizadas no laboratório da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viana do Castelo (ESTG) e no laboratório do AS de Matosinhos, equipado para realizar análises por espectrofotometria de absorção atómica e por emissão de plasma (ICP), por

cromatografia em fase gasosa e diversos outros equipamentos para a realização de análises convencionais para os restantes parâmetros físicos, físico-químicos e químicos. Foram utilizados dados climáticos fornecidos pelo Instituto de Meteorologia referentes à Estação Meteorológica de Pedras Rubras, próxima do local.

6.3.1 Descrição das unidades de tratamento de lixiviados. ETL-piloto

Procedeu-se à construção de uma ETL (estação de tratamento de lixiviados) piloto utilizando 7 depósitos de PVC com diâmetros de 100 cm a 120 cm e alturas de 100 cm até 500 cm. Os depósitos têm altura igual às lagoas que pretendem simular. Assim, a lagoa anaeróbia tem 500 cm de altura, a arejada 400 cm, a facultativa 120 cm e a de maturação 100 cm (Figura 6.7).

A estação foi construída de modo a permitir a simulação de vários esquemas de tratamento por lagunagem, incluindo a incorporação de unidades arejadas ou filtros biológicos, quer à cabeça quer no final da linha, bastando regular as diversas válvulas da rede de tubos que entreligam os depósitos.



Figura 6.7 - ETL do aterro de Matosinhos e ETL-piloto

Apresenta-se na Figura 6.8 a implantação da ETL do AS e a ETL-piloto implantadas no sopé da célula velha, com a indicação dos 4 pontos onde se realizaram as colheitas de amostras de lixiviados à superfície e em profundidade, de dia e de noite.

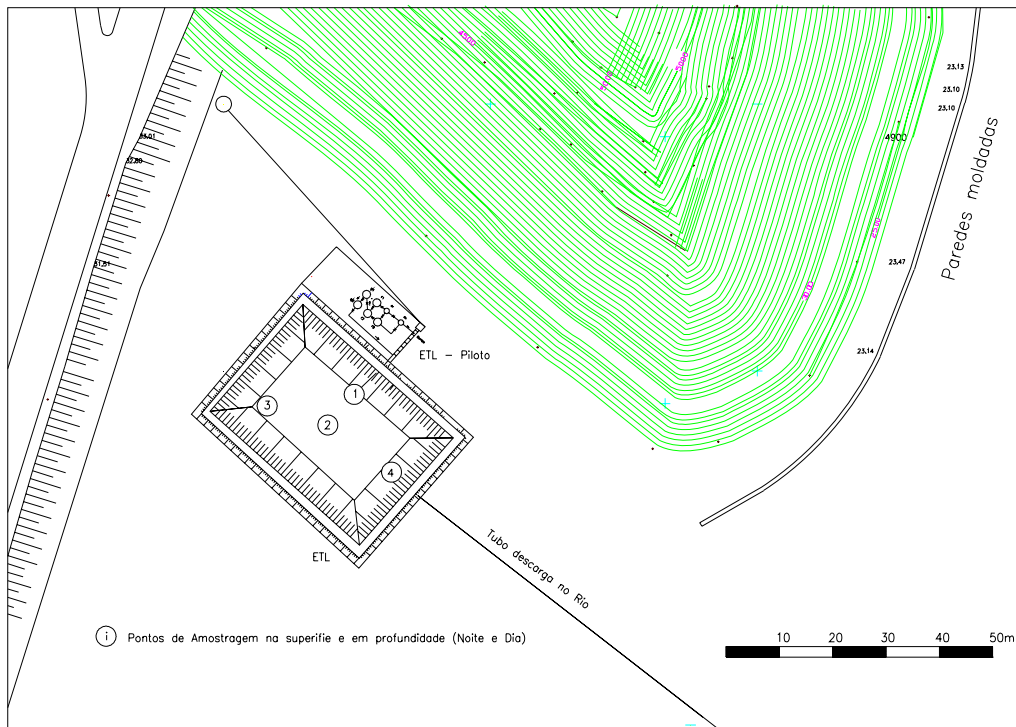


Figura 6.8 – Planta da ETL e da ETL-piloto

Apresenta-se na Figura 6.9 o esquema de instalação da primeira série de experiências com a simulação de tratamento por lagunagem com uma série de lagoas: anaeróbia, arejada, 2 facultativas e 2 de maturação. Decorreram 2 séries de experiências com este formato: a primeira, em que a lagoa arejada funcionou com arejamento superficial; a segunda, em que o arejamento foi feito com oxigénio puro fornecido em botijas.

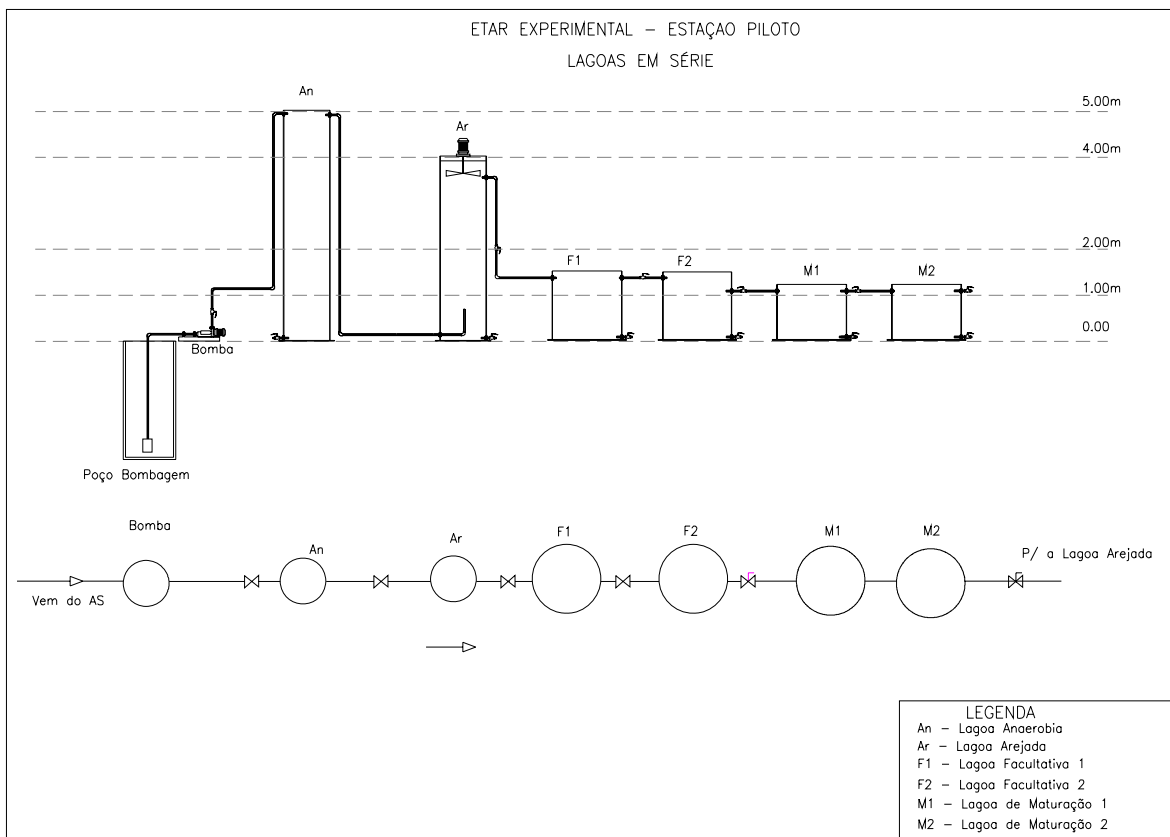


Figura 6.9 – ETL-piloto. Esquema de tratamento com Lagoas em série

Para que houvesse massa microbiana na ETL-piloto, procedeu-se à inoculação com lamas de uma ETAR urbana, de Parada - Maia, com 3 650 mg/L de sólidos, proveniente da recirculação, com vista à aclimação dos microrganismos no novo ambiente. Utilizou-se oxigénio puro à taxa de 3.5 L/min, na lagoa arejada, para suprir a carência bioquímica de oxigénio. Posteriormente, foi feita nova inoculação com lamas da estação de lixiviados do aterro sanitário de Vila Nova de Gaia, com 3 840 mg/L de sólidos.

A mesma metodologia foi aplicada à ETL do AS para comparabilidade das situações: escala piloto e escala real. Assim, aplicou-se uma inoculação com lamas do caudal de recirculação da ETAR de Parada, utilizando-se um camião cisterna durante uma semana a realizar quatro cargas diárias. Montou-se um equipamento de injeção de oxigénio puro (Ventoxal 300) para distribuir o oxigénio fornecido em depósito de 10 m³ instalado junto da lagoa.

Três vezes por semana tomaram-se amostras para análise dos seguintes parâmetros: CBO₅, CQO, SS, SST, SSV, SDT, pH, azoto amoniacal, azoto Kjeldhal, fósforo, temperatura, sedimentabilidade no cone Imhoff e metais pesados.

Apresentam-se na Figura 6.10 o esquema da ETL-piloto em que se intercalou um filtro biológico e na Figura 6.11 o esquema em que as lagoas de maturação funcionaram em paralelo.

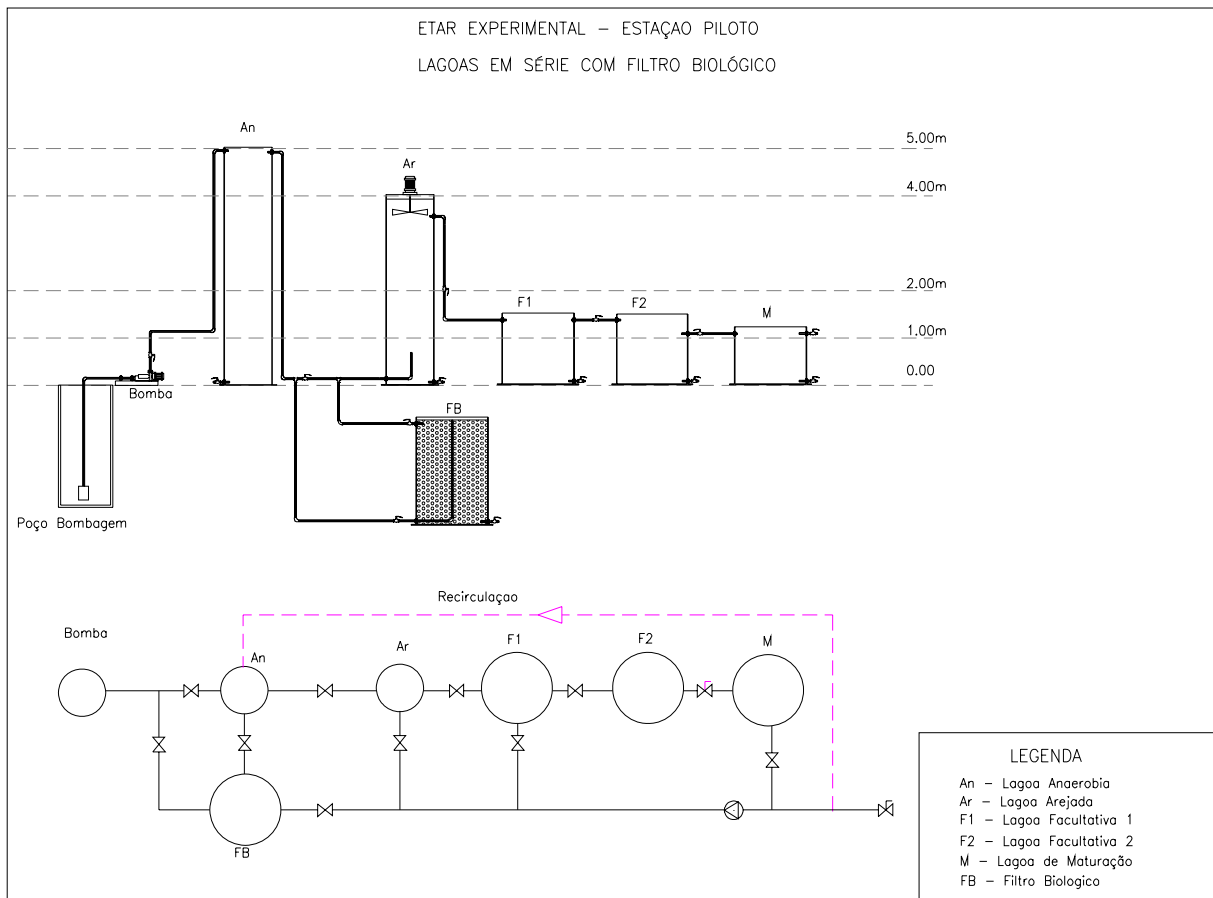


Figura 6.10 – Esquema de tratamento com lagoas em série intercaladas com filtro biológico

A instalação da ETL-piloto junto da ETL do AS permitiu utilizar o mesmo lixiviado proveniente das células do aterro que era descarregado na lagoa.

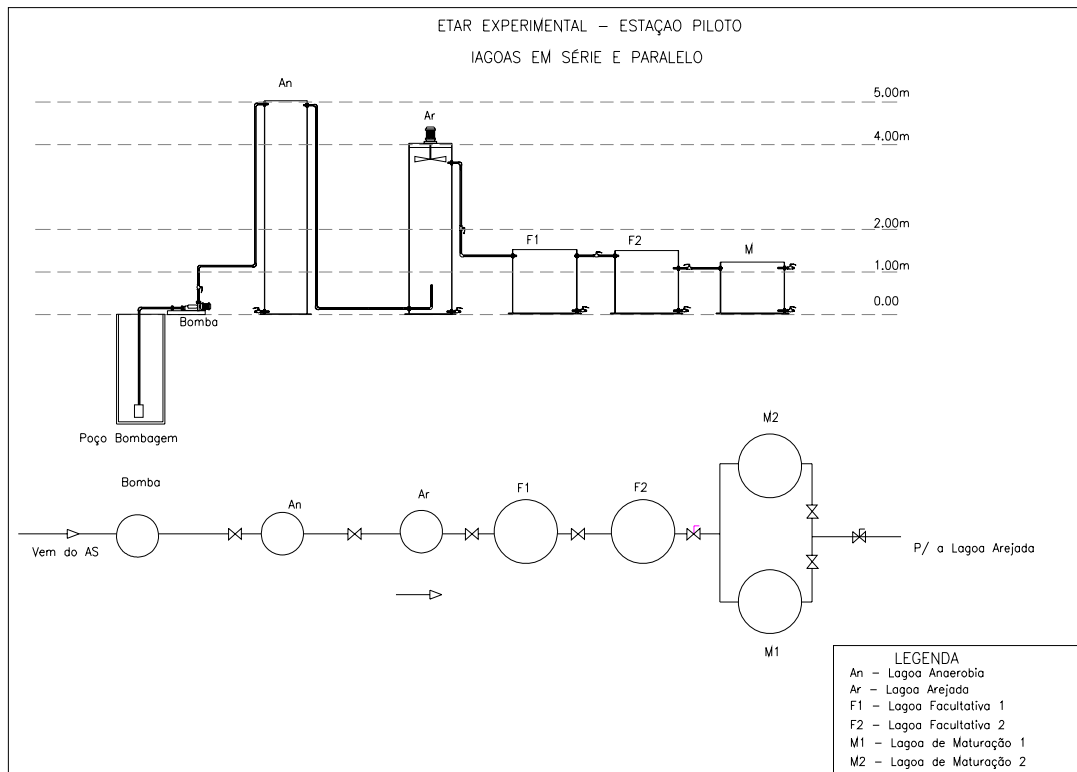


Figura 6.11 – Esquema de tratamento com Lagoas em série e as de maturação em paralelo

O Ventoxal 300 foi instalado na ETL para permitir uma adequada mistura do oxigénio puro fornecido pelo depósito instalada junto da lagoa (Figuras 6.12 e 6.13).

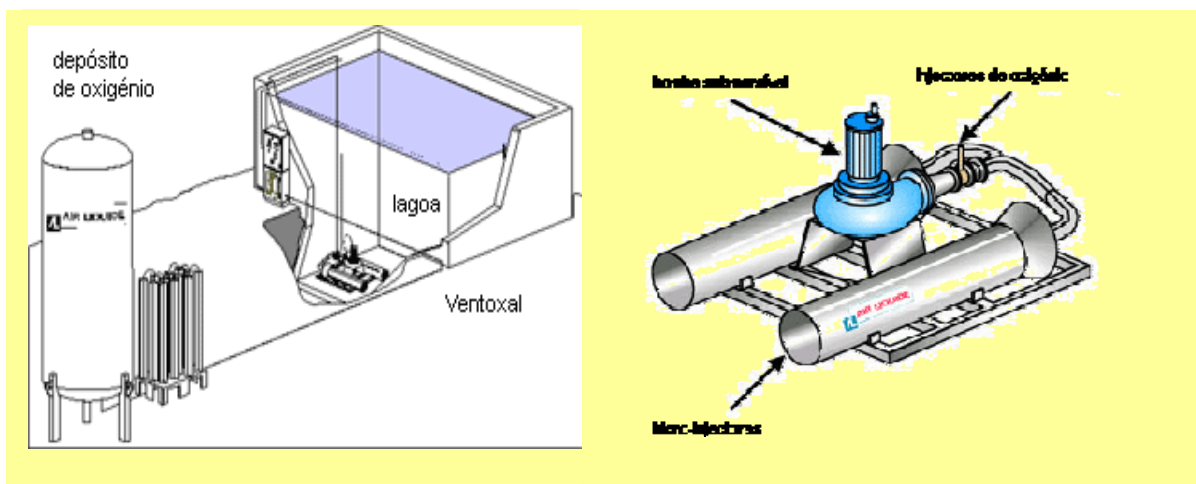


Figura 6.12 - Esquema de instalação e do equipamento Ventoxal 300

De facto, a oxigenação de uma lagoa com mais de 2000 m³ por difusão requer equipamento especial para homogeneizar a mistura, evitando zonas anóxicas.



Figura 6.13 – Fotos do Ventoxal 300 e do depósito do oxigénio puro no AS de Matosinhos

6.3.2 Amostragem de lixiviados

As colheitas das amostras de lixiviados foram obtidas à entrada e à saída da ETL e da ETL-piloto, bem como no interior da ETL, num procedimento contínuo. A medição do caudal foi realizada com o auxílio de uma sonda aplicada sobre um canal prismático com descarregador em V (Figura 6.14), e placa de aquisição de dados ligada a um computador com processador MMX200.

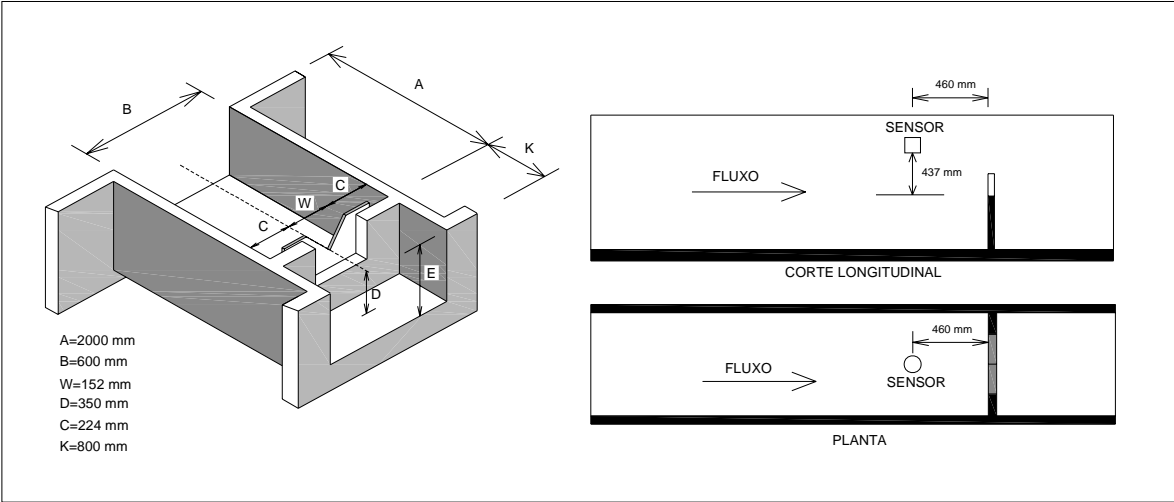


Figura 6.14 – Esquema do canal de medição de caudais dos lixiviados com descarregador em V (60°)

O sistema FLARS[®] para leitura e registo de fluxo é um software projectado para programar o modelo *Badger 128 DCM data-logger*, instalado no AS de Matosinhos para operações de registo de dados. O software tem capacidade para utilizar os dados armazenados na

memória interna do data-logger para visualização de medições, construção de relatórios e de gráficos, como o que se apresenta na (Figura 6.15).

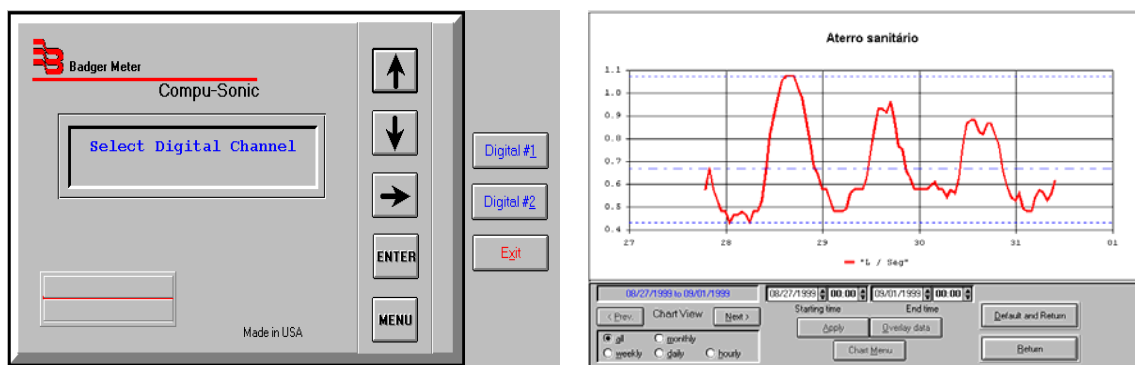


Figura 6.15 – Painel do data-logger e gráfico do fluxo de lixiviados no AS visualizado no PC

O *data-logger* 128 DCM, instalado monitoriza e armazena informações enviadas pela sonda do medidor de fluxo da Badger, registando-as, podendo ser visualizadas instantaneamente. O registo do fluxo é programado com a periodicidade mais adequada, de hora a hora, por exemplo, como foi o caso, e cuja apresentação em registo, para impressão ou no monitor, é a que se apresenta na Figura 6.16.

Date	Digital #1	Digital #2	Analog #1	Analog #2	Analog #3	Totalizer
08/30/1999	L / Seg	not used	not used	not used	not used	not used
00:00	0.58					
01:00	0.58					
02:00	0.59					
03:00	0.61					
04:00	0.58					
05:00	0.58					
06:00	0.54					
07:00	0.58					
08:00	0.56					
09:00	0.62					
10:00	0.77					
11:00	0.86					
12:00	0.88					
13:00	0.88					
14:00	0.83					
15:00	0.82					
16:00	0.86					
17:00	0.86					
18:00	0.82					
19:00	0.77					
20:00	0.66					
21:00	0.59					
22:00	0.54					
23:00	0.53					
Min	0.48	@130				Total
Max	0.96	@130				
Avg	0.69					

Figura 6.16 – Apresentação dos dados dos caudais medidos pela sonda no descarregador em V do canal

Apresenta-se na Figura 6.17 a planta esquemática com a implantação da ETL e da ETL-piloto e com a identificação dos 4 pontos de amostragem na ETL, onde se procedeu à recolha de amostras à superfície e à profundidade de 1 metro para análises microbiológicas, correspondentes à entrada com a designação de 1, dois pontos do interior da lagoa, adiante designados por 2 ou M1 e 3 ou M2 e um à saída, com a designação de 4.

A campanha foi realizada em dois turnos: um diurno (cerca das 12 h) e outro nocturno (cerca das 22 h). Utilizou-se um amostrador para as amostras de profundidade, de modo a recolher lixiviado da camada desejada.

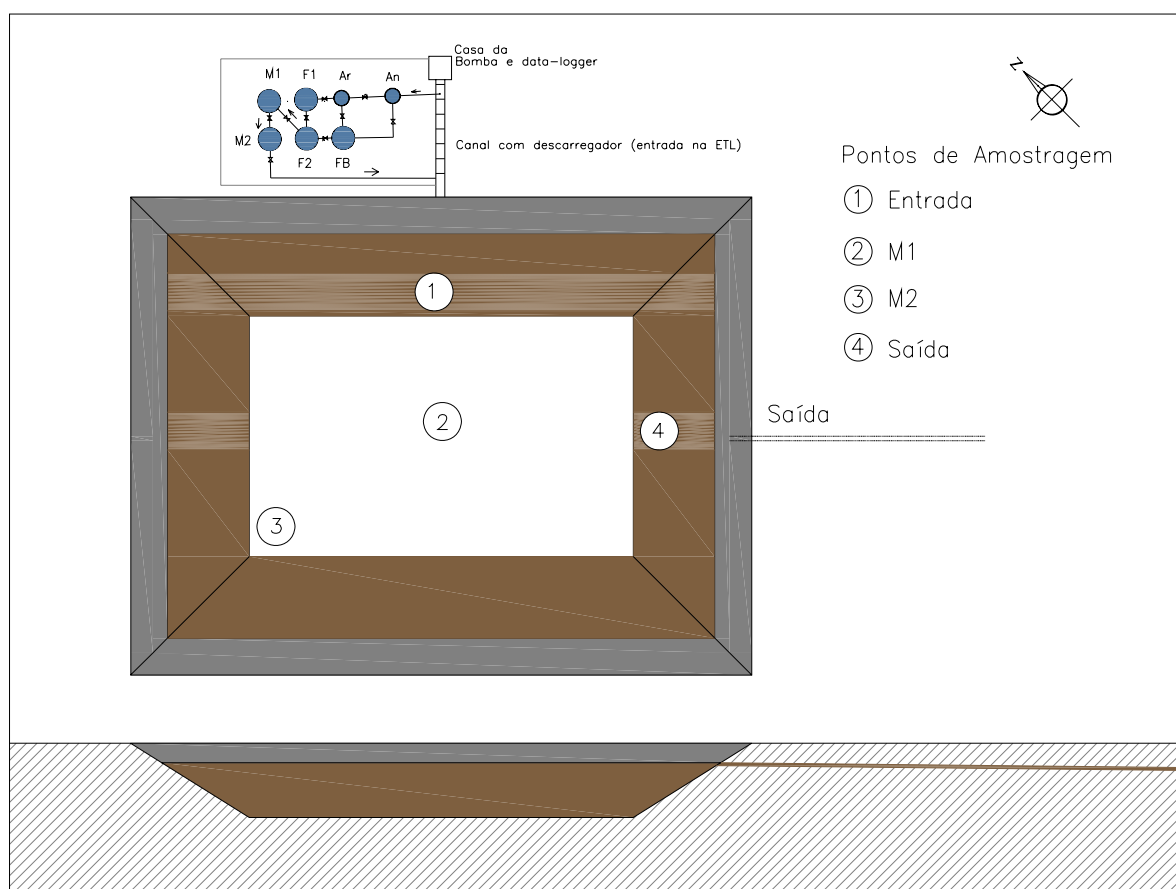


Figura 6.17 – Esquema da ETL e da ETL-piloto, com os pontos de amostragem

Para a determinação dos parâmetros físico-químicos e da clorofila-a recolheu-se um volume de 2 litros e para a determinação do fitoplankton utilizou-se o filtrado (através de uma rede de plancton) de 2 litros de amostra. As determinações do *pH*, do oxigénio dissolvido, da condutividade eléctrica e da temperatura foram efectuadas no local.

As amostras assim recolhidas foram transportadas para o laboratório de Biologia da Universidade do Minho e conservadas a 4°C até à realização dos ensaios laboratoriais, no dia seguinte, de modo a evitar possíveis alterações físico-químicas e microbiológicas.

6.3.3 Procedimentos analíticos

6.3.3.1 Metais Pesados

A metodologia utilizada para a determinação do teor em metais pesados foi a da digestão da amostra em microondas em vaso especial de extracção (Figura 6.18), como descrito no “Standard Methods” (SM), que se revelou muito interessante na velocidade de preparação das amostras para o espectrofotómetro. Pesa-se 0.1000 g de amostra previamente seca em estufa a $75\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, durante 24 horas, triturada e peneirada a 300 μm . Transfere-se para o vaso de digestão e adiciona-se 2 mL de HNO_3 concentrado e leva-se ao microondas. Deixa-se arrefecer a mistura e transfere-se o conteúdo do vaso para um balão volumétrico de 100 mL. Lava-se o vaso com água desionizada e completa-se em seguida com água desionizada para perfazer o volume do balão.

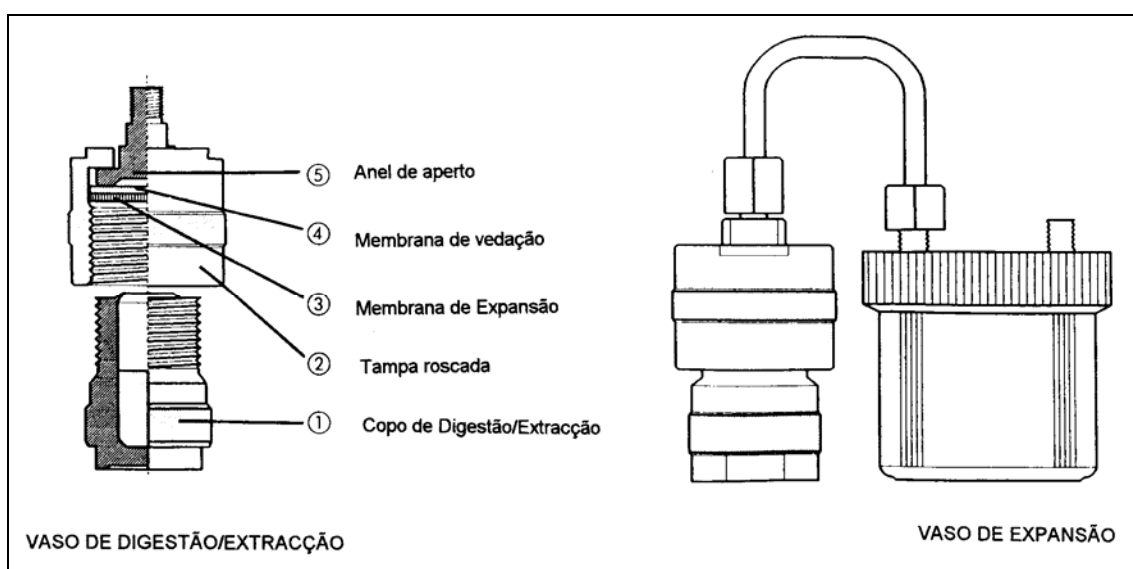


Figura 6.18 - Vaso de digestão e expansão para utilização em microondas

A determinação do teor em metais pesados recaiu sobre os que a legislação recomenda: As, Hg, Se, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr e Cu e os nutrientes Mg, Ca e K, para análise por

espectrofotometria de emissão atômica. A calibração do equipamento (ICP) foi realizada com soluções padrão dos elementos escolhidos, depois de estabilizado o aparelho. As determinações foram feitas em triplicado.

6.3.3.2 CBO₅, CQO, Azoto e Fósforo

A determinação da carência bioquímica de oxigênio (CBO₅) foi feita pelo método manométrico, enquanto a CQO foi feita pelo método do dicromato de potássio, do refluxo fechado seguido de um método fotométrico. A determinação experimental do fósforo total foi feita pelo método da digestão por persulfato e determinação espectrofotométrica pelo método do ácido ascórbico. O azoto orgânico e a amônia foram determinados pelo método de Kjeldahl e o azoto total pelo método de Koroleff, com “kits” apropriados. Em todos os métodos seguiram-se os procedimentos descritos no SM.

6.3.4 Equipamento instrumental

As análises físico-químicas foram executadas utilizando o equipamento descrito na Tabela 6.3. Todas as determinações mencionadas foram efectuadas como descrito anteriormente, seguindo genericamente as instruções do “Standard Methods”.

Tabela 6.3 - Equipamento utilizado para a execução das análises físico-químicas

Parâmetro	Equipamento
Temperatura	micropH 2002, marca Crison.
PH	micropH 2002, marca Crison.
Oxigênio dissolvido	RL 400 ATI, marca Russel
Condutividade	ANATRON Instruments, sonda ATI da marca Russel
Côr	Fotómetro MPM 1500
Turvação	Fotómetro MPM 1500
Azoto amoniacal	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 426
Azoto total	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 358
Nitratos	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 342
Nitritos	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 343
Carência Bioquímica de Oxigênio	Manometria; Incubadora BSB Controller 1020T Marca WTW e Sistema OXITOP, Marca WTW.
Carência Química de Oxigênio	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 308 ou 250 302; Digestor marca WTW, modelo CR 1000
Fosforo total	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 368 Digestor marca WTW, modelo CR 1000
Ortofos fatos	Fotómetro MPM 1500 marca WTW; Kite WTW 250 368

6.3.5 Procedimentos microbiológicos

Realizou-se uma campanha de amostragem à superfície e em profundidade para avaliar o efeito da inoculação com biomassa da ETAR urbana de Parada, concelho da Maia, e a oxigenação da lagoa através de oxigénio puro, avaliando o ecossistema lagunar e as relações ou correlações entre diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, à superfície e em profundidade, em ambiente diurno, logo com efeitos da luminosidade, e ambiente nocturno, ao longo da lagoa. As análises foram realizadas nos laboratórios do Departamento de Biologia da Universidade do Minho.

A caracterização da flora microbiana das amostras foi efectuada pela determinação de bactérias heterotróficas, bactérias coliformes, *Escherichia coli* e estreptococos fecais, utilizando os meios de cultura mencionados na Tabela 6.4.

As amostras foram diluídas por diluições decimais utilizando água peptonada de 0,1% como diluente. De cada amostra foram preparadas diluições de 10^{-1} até 10^{-5} , e as diluições necessárias para a inoculação das placas foram escolhidas de modo a obter placas contendo 30-300 unidades formadoras de colónias (UFC).

As placas de Petri foram inoculadas com 0,1 ml das diluições escolhidas e após espalhamento as placas foram incubadas na estufa, conforme as condições mencionadas na Tabela 6.4.

Após o período de incubação, as UFCs típicas para cada grupo de microrganismos foram registadas, e o resultado foi calculado em UFCs/100 ml.

Tabela 6.4 - Dados gerais na execução das análises microbiológicas.

Microorganismo(s)	Meio de cultura (1)	Condições de incubação	UFCs típicas
Heterotróficos	R2A Agar	48 horas; Temp ambiente	morfologia variável, contagem de todas as colónias
Coliformes totais	Chromocult Coliform Agar	48 horas; 37°C	vermelhas + azuis
<i>Escherichia coli</i>			azuis
Estreptococcus fecais	KF Streptococcus Agar	48 horas; 37°C	vermelhas

(1) Composição e preparação dos meios de cultura executados conforme mencionado no guia de laboratório.

6.3.5.1 Determinação da clorofila-a

A determinação da clorofila-a, que serve para estimar a concentração de fitoplâncton, foi efectuada por espectrofotometria de absorção molecular, com leituras das densidades ópticas (DO) a 750, 664, 647, e 630 nm. A leitura a 750 nm destina-se a corrigir os resultados da turvação (subtraindo esta leitura a cada uma das outras).

Calculou-se sendo o valor da *clorofila-a* dado por:

$$Clorofila_{-a} = \frac{Ca * V_{ex}}{V_a} \quad (6.5)$$

Em que:

$$Ca = 11.85*(DO 664) - 1.54*(DO 647) - 0.08*(DO 630) \text{ (mg/L)}$$

V_{ex} - volume do extracto (L)

V_a - volume da amostra (m³).

6.4 BIOGÁS

O biogás do aterro foi objecto de acompanhamento da evolução da sua geração através da medição dos teores em CH_4 , CO_2 e O_2 , com equipamento portátil (medidor GasData LMS xi Standard, da MLU) com capacidade de resposta de 10 s para a medição do CH_4 e do CO_2 e de 20s para o O_2 , com um caudal de bombagem de 300mL/mim, podendo registar 2000 dados de 5 parâmetros, mais relações, data e tempo de realização da medição.

O procedimento consistia em abrir a válvula existente para o efeito na cabeça do poço e introduzir a sonda do medidor para aquisição da amostra do biogás. O equipamento apresenta os teores do metano e do dióxido de carbono ao fim de 10 segundos e o do oxigénio 10 segundos mais tarde, registando a percentagem da sua distribuição em volume. Também, pode medir o caudal e a temperatura.

Este procedimento servia, também, para avaliar a qualidade do biogás produzido no poço, de modo que, se o teor de CH_4 fosse inferior a 35%, a válvula de controlo do poço era encerrada para não prejudicar a queima do biogás no queimador. O queimador possui caudalímetro, relógio e analisador do biogás, cujos dados eram registados numa folha para posterior utilização.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente trabalho de investigação são apresentados de forma sequencial para as três fases avaliadas: a fase sólida será retratada em termos quantitativos e qualitativos, sua composição física e a evolução da degradação com o tempo, através do perfil das amostras obtidas por sondagens em profundidade; a fase líquida será avaliada em termos de quantidade, qualidade e sua evolução no tempo, com base nos resultados experimentais obtidos nas ETL, à escala real e à escala piloto. A fase gasosa será avaliada quanto à geração de biogás ao longo do tempo e sua composição, comparando-se com o modelo de previsão de geração de biogás com base nas características qualitativas dos RSU depositados no aterro. Por último, far-se-á uma avaliação global da eficiência do aterro.

7.1 FASE SÓLIDA: RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Apresentam-se os resultados experimentais de caracterização e evolução quantitativa e qualitativa dos resíduos movimentados e depositados desde a recuperação da lixeira até ao ano de 2003, que no conjunto corresponde a um período de vida do aterro de 10 anos.

A amostragem em profundidade foi realizada em 5 locais diferentes (Estações). Em 4 delas o furo foi um único ao longo de todo o perfil. Na 5ª Estação as condições operacionais foram severas e por vezes perdiam-se amostras devido às características das massas de resíduos não permitirem o avanço do equipamento de perfuração. Assim, optou-se por continuar a recolher amostras, noutra posição do equipamento, num raio de cerca de 2.00m, a partir da mesma profundidade em que se tinha parado no anterior furo, até se chegar à profundidade das restantes Estações. Esta Estação teve 3 furos distintos e foi considerada de “Estação Aleatória”.

7.1.1 Aspectos quantitativos

Na Tabela 7.1 estão representados valores de resíduos movimentados e registados no AS, discriminando-se as fracções de RSU, resíduos de construção e demolição (RC&D), terras

para acondicionamento, resíduos de limpeza de valetas, resíduos equiparados a RSU e resíduos industriais banais (RIB).

Tabela 7.1 – Movimento de resíduos nos últimos 10 anos no aterro de Matosinhos (ton)

	1 994	1 995	1 996	1 997	1 998	1 999	2 000	2 001	2 002	2 003
RSU	73 984	73 736	76 234	78 655	94 533	94 541	18 430	3 481	7 340	10 849
RC&D	13 025	13 202	8 779	8 863	7 344	7 881	6 434	7 142	2 612	3 343
Terras	25 254	23 931	37 234	41 863	65 869	86 629	34 241	1 412	710	243
Limpeza de valetas	6 238	4 706	4 865	5 247	4 707	5 144	4 723	3 897	4 011	3 001
Equiparado a RSU	154	272	196	173	134	128	244	2 325	1 975	8 292
RIB	2 275	2 230	2 353	2 887	4 945	8 942	10 882	1 944	1 359	1 235
Total	120 930	118 077	129 661	137 688	177 532	203 265	74 954	20 201	18 007	26 963

Apresenta-se na Figura 7.1 a composição dos resíduos depositados no AS durante os últimos 10 anos, que evidencia o peso relativo de cada grupo de resíduos. Na Figura 7.2 apresenta-se a evolução em 10 anos da composição relativa dos resíduos movimentados e na Figura 7.3 as quantidades depositadas relativas aos grupos de resíduos mais representativos.

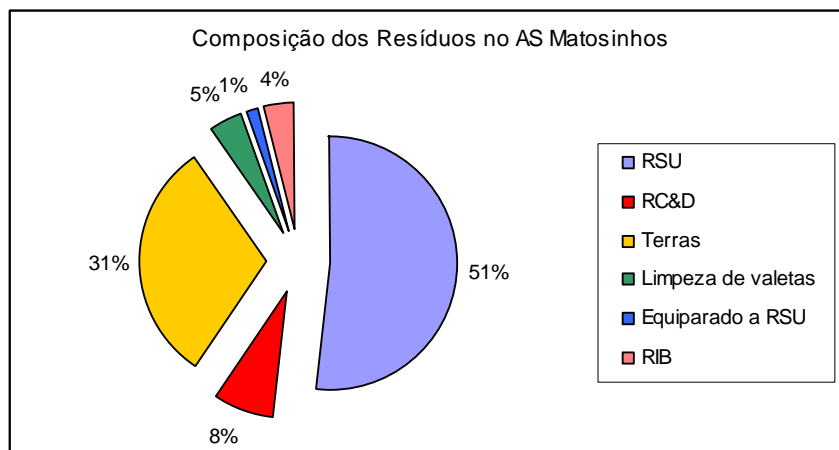


Figura 7.1 – Composição dos resíduos depositados no AS de Matosinhos durante 10 anos

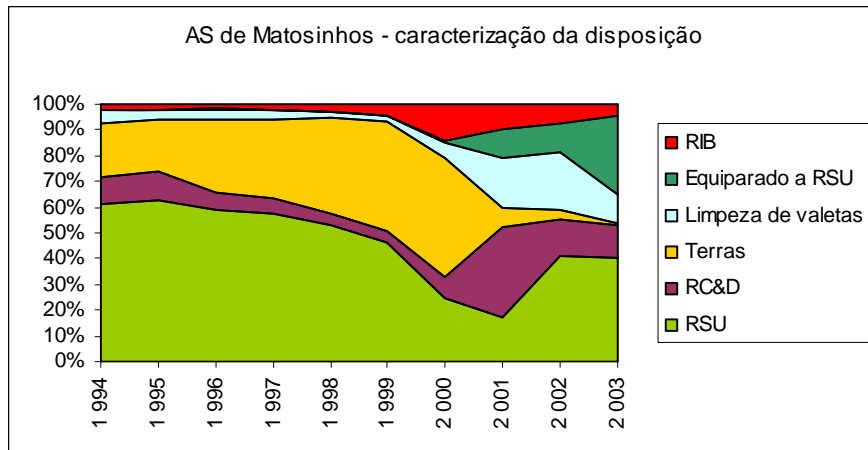


Figura 7.2 – Evolução da composição relativa das várias fracções de resíduos no AS de Matosinhos

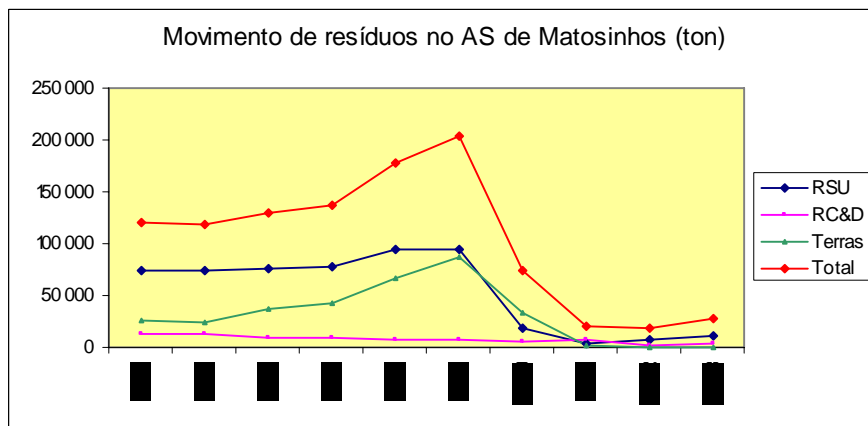


Figura 7.3 – Movimento dos principais grupos de resíduos no aterro de Matosinhos

Pode constatar-se que até meados de 1999 o AS servia, essencialmente, para a disposição dos RSU passando, a partir desta data, a receber quantidades maiores de RC&D, resíduos equiparados a RSU, resíduos de limpeza de valetas e RIB. Esta última fase do AS coincide com a integração do município de Matosinhos no Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto (LIPOR). Os RSU que têm sido depositados no AS provêm da LIPOR e referem-se a períodos de emergência da central de incineração, designadamente, em dias de avarias ou paragem para manutenção.

7.1.2 Aspectos qualitativos

Na Figura 7.4 apresenta-se a composição qualitativa média do RSU recebidos no AS no intervalo temporal 2000-2002.

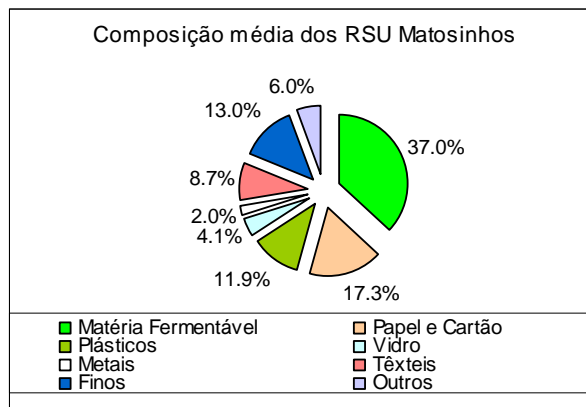


Figura 7.4 – Composição média dos RSU de Matosinhos (2000-2002)

Na Figura 7.5 é apresentada uma comparação qualitativa dos RSU do município de Matosinhos com a média de igual período de Portugal.

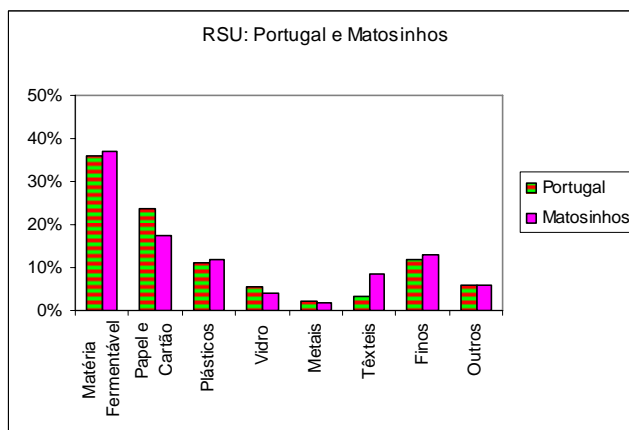


Figura 7.5 – Comparação média da composição dos RSU de Matosinhos e de Portugal

Os RSU recebidos no aterro apresentam uma composição semelhante aos que são produzidos em outros municípios portugueses de características semelhantes. Da Figura 7.4 pode concluir-se que os RUB (matéria orgânica fermentável + papel e cartão) constituem a maior fracção com cerca 54.3%, ligeiramente inferior à média nacional portuguesa, que é

de 59.6%, fundamentalmente, devido à menor percentagem de papel e cartão. As campanhas de caracterização evidenciam um crescimento da capitação e dos resíduos de embalagens.

As terras representam de 20 a 45% dos resíduos depositados nos anos de pleno funcionamento do aterro (até 2000), que constitui uma taxa elevada em termos de gestão de um AS em condições normais, que não deve ser superior a 10%. Esta taxa de cobertura é um indicador da eficiência da gestão da disposição.

A Figura 7.5 evidencia a diferença na fileira dos têxteis que é superior em Matosinhos, apresentando uma percentagem de 8.7% contra 3.3% da média portuguesa, que pode sugerir o tipo de actividade a que se dedica uma parte da população neste município.

7.1.2.1 Amostragem em profundidade

A idade dos resíduos depositados nos 3 alvéolos varia de 1 a 10 anos, porém, em termos de RSU pode considerar-se que a idade varia de 3 a 10 anos no que corresponde às amostras recolhidas uma vez que nos últimos 3 anos, como se mostrou no capítulo anterior, o aterro tem servido para a disposição de outros tipos de resíduos e só ocasionalmente para os RSU. Durante este período estiveram sob a influência de sobrecargas físicas das camadas superiores, de factores ambientais (precipitação, temperatura, humidade relativa do ar, insolação) e reacções bioquímicas nos vários estratos ao longo do seu perfil em profundidade, originando uma degradação diferenciada da matéria orgânica presente.

Os resultados das análises efectuadas aos resíduos obtidos por amostragem em cada metro de profundidade, retirados do alvéolo nº2 do aterro, associados aos levantamentos topográficos efectuados em cada semestre, permitem identificar os resíduos por idade e avaliar o comportamento das diferentes camadas ao longo da profundidade.

Após homogeneização, cada amostra de resíduos foi dividida em duas sub-amostras: uma preparada para determinação da composição gravimétrica dos inertes e materiais orgânicos estáveis que permanecem no aterro após digestão da matéria orgânica; a outra, preparada para a determinação de parâmetros químicos ou físico-químicos: teor em matéria orgânica total, de ácidos húmicos, de celulose bruta, de sólidos voláteis, de carbono orgânico total,

de carbono orgânico oxidável, de azoto total, a razão C/N e o teor de humidade. Da primeira sub amostra, para além dos resíduos de maiores dimensões separados facilmente de acordo com a sua composição, resultam resíduos finos, essencialmente areias, e matéria orgânica muito fina que decantou conjuntamente e que é determinada por ensaio por combustão, já descrito. Através do balanço de massas determina-se a quantidade total de Matéria Orgânica Total (MOT) remanescente no AS.

7.1.2.1.1 *Composição gravimétrica dos resíduos inertes*

A fracção de inertes é constituída, maioritariamente, por areias, pedras e resíduos de construção e demolição do tipo cerâmico, plásticos finos e duros, vidros e madeiras. Na Figura 7.6 apresentam-se os resultados da composição média dos resíduos inertes do AS de Matosinhos.

Apresentam-se das Tabelas 7.2 a 7.6 a composição relativa dos inertes e resíduos orgânicos, porém de difícil biodegradabilidade, que permanecem estáveis após o tratamento com hipoclorito de sódio, respectivamente nas Estações 1 a 5, ao longo do seu perfil em profundidade. Da Figura 7.6 à Figura 7.12 são apresentados gráficos que ilustram a composição relativa dos resíduos encontrados ao longo do perfil do AS em profundidade nas Estações 1 a 5.

Tabela 7.2 – Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 1

Local	Profundidade	Areias	Pedras e cerâmicos	Madeiras	Vidros	Plásticos	Plásticos duros	Têxteis	Papel Embalagens	Metais	Outros
Estação 1	-5	38.85%	15.71%	19.83%	5.70%	6.83%	8.02%	1.50%	0.42%	0.31%	2.82%
	-6	46.37%	34.37%	3.63%	4.09%	5.52%	2.79%	1.77%	0.00%	0.07%	1.39%
	-7	28.74%	32.79%	2.74%	19.02%	6.93%	6.74%	1.60%	0.00%	0.00%	1.44%
	-8	40.65%	32.99%	2.16%	9.12%	5.49%	4.03%	4.85%	0.00%	0.00%	0.72%
	-9	44.70%	32.15%	1.25%	11.97%	6.59%	1.49%	1.20%	0.00%	0.00%	0.64%
	-10	46.28%	25.44%	3.17%	7.22%	6.35%	9.37%	1.27%	0.00%	0.00%	0.90%
	-11	43.73%	23.61%	9.59%	7.49%	10.18%	1.16%	3.90%	0.00%	0.00%	0.35%
	-12	46.19%	36.12%	0.89%	6.90%	5.23%	2.93%	0.91%	0.00%	0.00%	0.83%
	-13	58.71%	32.33%	1.42%	1.92%	2.41%	0.84%	2.36%	0.00%	0.00%	0.00%
	-14	74.56%	3.70%	1.07%	12.63%	5.18%	0.70%	0.75%	0.00%	0.00%	1.41%
	Máximo	74.56%	36.12%	19.83%	19.02%	10.18%	9.37%	4.85%	0.42%	0.31%	2.82%
	Mínimo	28.74%	3.70%	0.89%	1.92%	2.41%	0.70%	0.75%	0.00%	0.00%	0.00%
	Média	46.88%	26.92%	4.57%	8.61%	6.07%	3.81%	2.01%	0.04%	0.04%	1.05%
	Desvio P	12.27%	10.25%	5.93%	4.90%	1.94%	3.16%	1.35%	0.13%	0.10%	0.78%

Tabela 7.3 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 2

Local	Profundidade	Areias	Pedras e cerâmicos	Madeiras	Vídeos	Plásticos	Plásticos duros	Têxteis	Papel Embalagens	Metais	Outros
Estação 2	-4	47.34%	28.46%	10.43%	1.32%	3.82%	2.84%	3.12%	0.00%	0.08%	2.58%
	-6	40.33%	12.51%	8.06%	13.77%	8.84%	5.16%	9.44%	0.00%	0.00%	1.90%
	-7	48.89%	27.35%	0.69%	6.44%	8.14%	2.21%	2.93%	0.29%	0.00%	3.06%
	-9	66.13%	14.10%	5.12%	1.88%	4.18%	0.20%	5.07%	0.00%	0.00%	3.32%
	-10	51.01%	39.35%	1.70%	4.05%	1.77%	0.22%	0.25%	0.00%	0.00%	1.65%
	-12	46.64%	36.19%	1.97%	10.46%	1.74%	0.98%	0.48%	0.00%	0.00%	1.53%
	-13	40.80%	42.67%	1.06%	7.42%	2.60%	2.19%	0.28%	0.00%	0.00%	2.98%
	-14	30.31%	54.14%	3.03%	2.31%	2.95%	1.94%	1.59%	0.00%	0.00%	3.74%
	-15	28.15%	56.47%	2.45%	5.99%	1.29%	2.71%	1.37%	0.00%	0.00%	1.57%
	Máximo	66.13%	56.47%	10.43%	13.77%	8.84%	5.16%	9.44%	0.29%	0.08%	3.74%
	Mínimo	28.15%	12.51%	0.69%	1.32%	1.29%	0.20%	0.25%	0.00%	0.00%	1.53%
Média	44.40%	34.58%	3.83%	5.96%	3.93%	2.05%	2.73%	0.03%	0.01%	2.48%	
Desvio P	11.41%	15.61%	3.38%	4.16%	2.76%	1.53%	2.98%	0.10%	0.03%	0.84%	

Tabela 7.4 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 3

Local	Profundidade	Areias	Pedras e cerâmicos	Madeiras	Vídeos	Plásticos	Plásticos duros	Têxteis	Papel Embalagens	Metais	Outros
Estação 3	-4	50.88%	19.43%	18.51%	2.69%	0.79%	0.13%	0.37%	2.27%	3.33%	1.59%
	-5	57.30%	30.95%	6.00%	1.78%	0.02%	0.32%	0.00%	0.00%	1.42%	2.21%
	-6	31.29%	20.03%	23.00%	3.50%	5.02%	5.04%	0.00%	9.72%	1.33%	1.07%
	-7	45.71%	31.69%	6.44%	5.57%	2.29%	6.29%	0.16%	0.30%	1.34%	0.21%
	-8	43.35%	47.96%	2.90%	2.82%	1.13%	0.99%	0.06%	0.14%	0.45%	0.21%
	-9	24.69%	26.85%	11.18%	8.07%	12.13%	3.13%	7.57%	0.30%	0.88%	5.18%
	-10	48.33%	17.73%	21.45%	1.90%	2.00%	3.66%	0.33%	4.59%	0.00%	0.00%
	-11	46.95%	26.09%	3.45%	6.38%	5.89%	2.68%	1.22%	7.35%	0.00%	0.00%
	-12	45.52%	43.47%	3.52%	3.27%	3.04%	0.47%	0.00%	0.08%	0.63%	0.00%
	-13	62.69%	22.89%	7.24%	1.76%	3.52%	1.42%	0.00%	0.00%	0.00%	0.48%
	-14	21.24%	25.90%	38.49%	3.68%	3.12%	0.46%	1.87%	1.52%	0.00%	3.73%
	-15	41.46%	27.99%	12.64%	2.05%	5.38%	2.97%	4.08%	0.76%	0.00%	2.67%
	Máximo	62.69%	47.96%	38.49%	8.07%	12.13%	6.29%	7.57%	9.72%	3.33%	5.18%
	Mínimo	21.24%	17.73%	2.90%	1.76%	0.02%	0.13%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Média	43.28%	28.41%	12.90%	3.62%	3.70%	2.30%	1.30%	2.25%	0.78%	1.45%	
Desvio P	12.28%	9.22%	10.72%	2.03%	3.23%	2.01%	2.31%	3.26%	0.99%	1.70%	

Tabela 7.5 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 4

Local	Profundidade	Areias	Pedras e cerâmicos	Madeiras	Vídeos	Plásticos	Plásticos duros	Têxteis	Papel Embalagens	Metais	Outros
Estação 4	-4	29.77%	21.20%	4.26%	5.25%	13.17%	8.58%	1.01%	12.26%	4.20%	0.29%
	-5	16.50%	35.19%	4.10%	0.38%	12.15%	15.73%	2.44%	7.54%	0.66%	5.32%
	-6	49.29%	16.33%	10.28%	4.71%	5.87%	8.08%	0.00%	0.00%	1.60%	3.85%
	-7	36.28%	14.19%	24.24%	9.23%	7.02%	3.94%	2.01%	3.10%	0.00%	0.00%
	-8	30.17%	38.43%	2.46%	3.15%	5.50%	3.12%	6.81%	8.77%	1.08%	0.52%
	-9	35.91%	36.14%	9.27%	11.32%	3.46%	1.86%	1.05%	0.29%	0.55%	0.15%
	-10	44.06%	29.94%	2.28%	14.94%	5.20%	1.29%	0.16%	0.00%	0.94%	1.20%
	-11	17.94%	27.50%	7.77%	7.02%	9.37%	5.61%	5.69%	16.49%	1.46%	1.12%
	-12	14.97%	35.01%	7.12%	5.64%	6.55%	15.92%	1.68%	4.74%	8.38%	0.00%
	-13	35.01%	28.85%	5.56%	6.70%	12.62%	1.30%	4.69%	1.44%	3.71%	0.11%
	-15	34.94%	39.37%	4.46%	5.37%	5.34%	6.43%	0.87%	1.01%	1.61%	0.60%
	Máximo	49.29%	39.37%	24.24%	14.94%	13.17%	15.92%	6.81%	16.49%	8.38%	5.32%
	Mínimo	14.97%	14.19%	2.28%	0.38%	3.46%	1.29%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Média	31.35%	29.29%	7.44%	6.70%	7.84%	6.53%	2.40%	5.06%	2.20%	1.19%
Desvio P	11.08%	8.75%	6.16%	3.97%	3.41%	5.25%	2.30%	5.57%	2.42%	1.76%	

Tabela 7.6 - Composição relativa dos inertes com a profundidade. Estação 5

Local	Profundidade	Areias	Pedras e cerâmicos	Madeiras	Vídeos	Plásticos	Plásticos duros	Têxteis	Papel Embalagens	Metais	Outros
Estação 5	-4	40.88%	20.77%	14.10%	3.90%	6.03%	4.80%	1.60%	3.66%	2.30%	2.00%
	-5	40.80%	28.70%	5.56%	5.10%	6.56%	5.12%	3.48%	1.92%	0.55%	2.17%
	-6	39.95%	24.37%	9.27%	8.50%	6.56%	5.57%	1.14%	2.53%	0.74%	1.38%
	-7	46.01%	22.66%	9.25%	6.29%	4.63%	3.53%	2.95%	0.83%	0.33%	3.54%
	-8	41.04%	38.29%	2.01%	5.33%	3.64%	1.41%	2.02%	2.16%	0.37%	3.73%
	-9	38.34%	31.24%	6.40%	8.90%	6.07%	3.93%	2.66%	0.15%	0.37%	1.99%
	-10	46.80%	28.75%	6.40%	6.73%	4.21%	4.00%	0.55%	1.26%	0.26%	1.03%
	-11	39.87%	24.63%	6.45%	6.48%	7.88%	2.93%	3.35%	7.39%	0.45%	0.56%
	-12	38.72%	34.58%	3.10%	6.04%	3.81%	4.67%	2.71%	1.11%	2.07%	3.20%
	-13	49.16%	31.59%	3.81%	4.44%	5.27%	1.43%	1.83%	0.36%	0.92%	1.22%
	-15	35.02%	41.48%	6.55%	4.49%	4.02%	4.06%	2.12%	0.59%	0.54%	1.12%
	Máximo	49.16%	41.48%	14.10%	8.90%	7.88%	5.57%	3.48%	7.39%	2.30%	3.73%
	Mínimo	35.02%	20.77%	2.01%	3.90%	3.64%	1.41%	0.55%	0.15%	0.26%	0.56%
	Média	41.51%	29.73%	6.63%	6.02%	5.33%	3.77%	2.22%	2.00%	0.81%	1.99%
Desvio P	4.16%	6.54%	3.36%	1.61%	1.39%	1.37%	0.91%	2.07%	0.71%	1.08%	

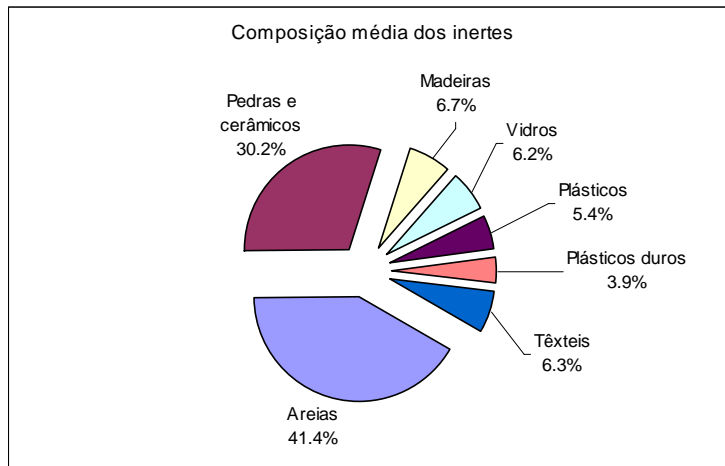


Figura 7.6 – Caracterização gravimétrica dos inertes

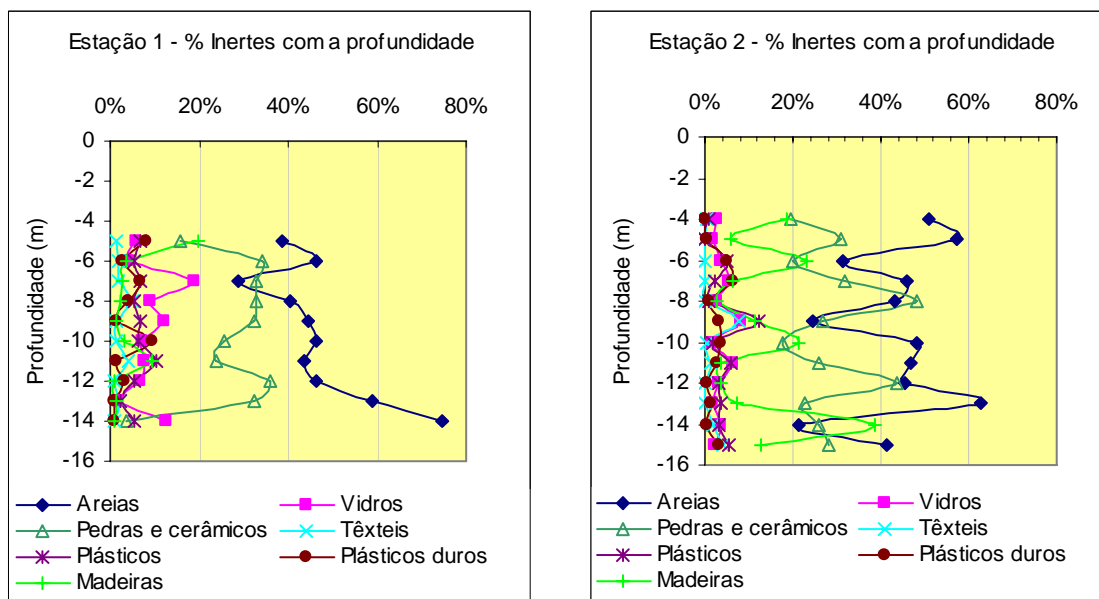


Figura 7.7 – Composição dos inertes em função da profundidade (estações 1 e 2)

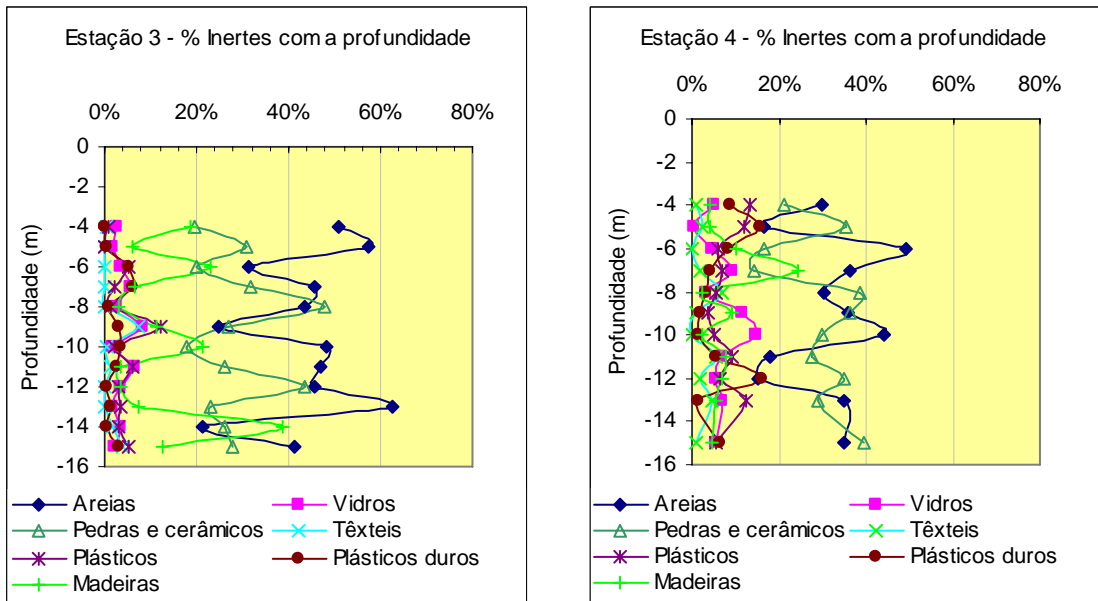


Figura 7.8 – Composição dos inertes em função da profundidade (estações 3 e 4)

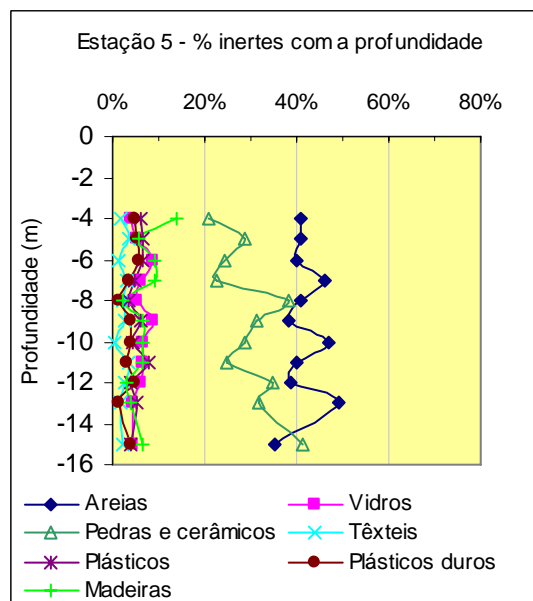


Figura 7.9 – Composição média dos inertes da estação 5 e ao longo do perfil

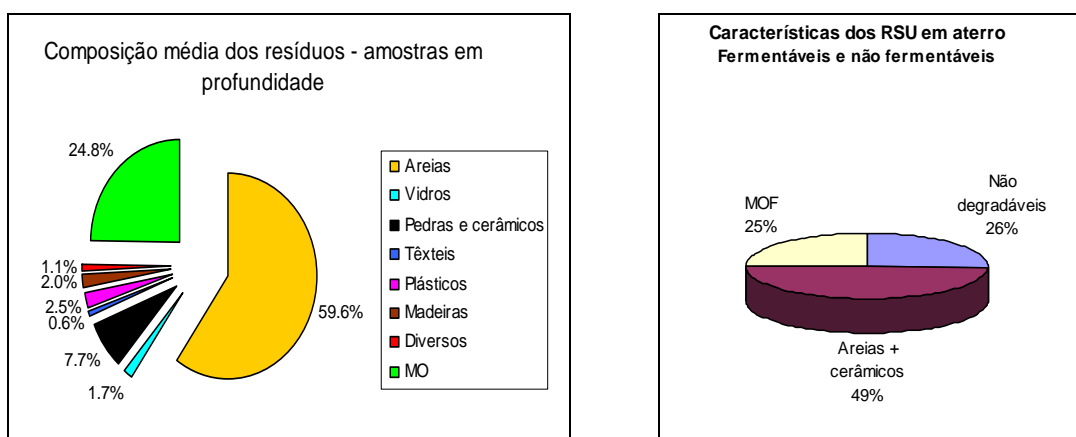


Figura 7.10 – Composição média dos inertes em profundidade (a) e sua classificação qualitativa (b)

Em todos os níveis do perfil constata-se a existência de percentagens elevadas de areias, de pedras e de resíduos de construção e demolição, em parte evidenciando o tipo de gestão e de exploração do AS no que toca à admissão de resíduos. Com efeito, o movimento de resíduos sólidos no aterro, evidenciado na Figura 7.1, mostra que as terras representam 31% do total de resíduos, enquanto os RC&D representam 8% e os RIB 4%.

Da Figura 7.10 (b) pode verificar-se que a matéria orgânica fermentável constitui cerca de 25% do total, sendo esta a que foi digerida pelo hipoclorito de sódio na amostragem. Outra das conclusões que se pode retirar é que cerca de 26% são resíduos orgânicos encontrados não foram degradados, ou seja, são resíduos orgânicos de muito lenta ou nula biodegradabilidade.

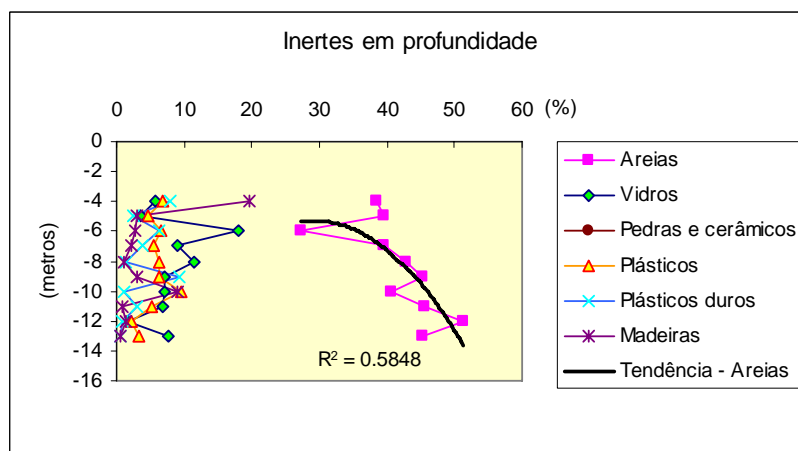


Figura 7.11 – Percentagem média dos inertes ao longo do perfil

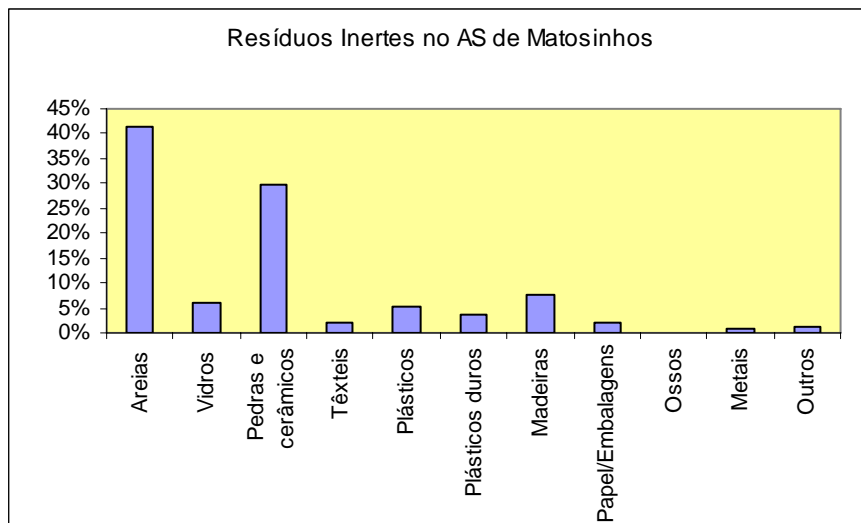


Figura 7.12 – Composição média dos inertes depositados no aterro

Analisando a Figura 7.11 percebe-se que a percentagem de areias aumenta com a profundidade, o que comprova a migração destes finos pelos interstícios dos resíduos num percurso descendente e que é também responsável pela colmatação de filtros e drenos, criando condições para a fixação de filmes biológicos que se comportam como mantas impermeáveis ao fluxo descendente gravítico dos lixiviados, facilitando, por seu turno, os fluxos horizontais, muitas vezes verificados nos taludes das banquetas perimétricas dos aterros como afloramentos de lixiviado a escorrer como fios de líquido oxidando o material constituinte da banqueta. Uma conclusão que se pode retirar da exploração deste aterro é que em parte serviu como aterro de RSU e de resíduos industriais, da indústria, em especial da construção civil, tal a percentagem em que estes aparecem ao longo do perfil.

7.1.2.2 Parâmetros químicos ao longo do perfil em profundidade

Apresentam-se das Tabelas 7.7 a 7.11 alguns dos parâmetros analisados entre 3 e 15 metros de profundidade, que corresponde a idades dos resíduos compreendidas entre 3 e 10 anos, respectivamente, das Estações 1 a 5.

Tabela 7.7 Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 1

Local	Profund. (m)	H (%)	MOT(%)	ÁcHu	Celulose	SV bruto	SV finos	Ntot	COT	C/N
Estação 1	-5	29.02%	4.89%	2.22	23.00%	7.70%	2.52%	1.45%	12.08%	8.3
	-6	26.25%	3.84%	2.12	18.16%	5.99%	2.00%	3.95%	14.04%	3.6
	-7	43.56%	6.53%	2.09	18.24%	9.64%	3.04%	3.90%	31.22%	8.0
	-8	27.91%	4.13%	1.28	11.13%	7.35%	3.04%	3.07%	39.33%	12.8
	-9	26.76%	2.99%	2.04	11.01%	4.97%	2.75%	2.35%	29.44%	12.5
	-10	25.49%	2.60%	3.81	10.93%	5.32%	2.44%	2.06%	31.55%	15.3
	-11	37.33%	3.24%	2.83	15.59%	6.78%	2.32%	2.21%	56.26%	25.5
	-12	26.18%	1.92%	1.34	8.73%	3.87%	1.47%	2.39%	36.11%	15.1
	-13	18.26%	1.96%	1.72	14.38%	4.18%	2.81%	2.09%	74.15%	35.6
	-14	26.98%	1.61%	1.41	11.78%	5.58%	2.06%	1.17%	78.61%	67.3
	Máximo	43.56%	6.53%	3.81	23.00%	9.64%	3.04%	3.95%	78.61%	67.3
	Mínimo	18.26%	1.61%	1.28	8.73%	3.87%	1.47%	1.17%	12.08%	3.6
	Média	28.77%	3.37%	2.09	14.29%	6.14%	2.45%	2.46%	40.28%	20.4
Desvio P	6.95%	1.53%	0.77	4.44%	1.76%	0.50%	0.93%	22.73%	18.9	

Tabela 7.8 – Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 2

Local	Profund. (m)	H (%)	MOT(%)	ÁcHu	Celulose	SV bruto	SV finos	Ntot	COT	C/N
Estação 2	-3	15.92%	5.65%	1.62	20.32%	6.32%	3.54%	1.40%	73.24%	52.3
	-4	9.60%	5.62%	1.27	17.95%	6.03%	2.00%	3.16%	73.40%	23.2
	-5	20.05%	4.74%	1.73	18.88%	5.65%	4.43%	1.52%	80.14%	52.9
	-6	30.49%	9.22%	1.04	21.14%	8.30%	2.45%	1.58%	54.90%	34.7
	-7	27.49%	5.14%	1.53	13.36%	4.67%	2.02%	1.66%	37.72%	22.8
	-8	27.85%	4.78%	1.64	13.60%	5.40%	1.23%	0.80%	46.58%	58.4
	-9	28.21%	5.36%	1.73	14.32%	5.08%	1.80%	1.40%	33.20%	23.7
	-10	18.26%	9.11%	1.39	12.97%	2.51%	0.83%	0.70%	24.15%	34.5
	-11	18.36%	5.72%	1.72	16.32%	6.82%	2.80%	0.59%	56.80%	95.9
	-12	18.46%	4.30%	1.67	11.10%	4.17%	1.80%	0.68%	26.56%	39.1
	-13	21.96%	3.87%	1.50	10.86%	5.10%	1.33%	1.00%	10.42%	10.4
	-14	16.89%	2.21%	1.38	5.43%	2.63%	0.32%	0.92%	3.03%	3.3
	-15	21.65%	3.95%	1.45	4.86%	4.98%	0.40%	1.00%	2.92%	2.9
	Máximo	30.49%	9.22%	1.73	21.14%	8.30%	4.43%	3.16%	80.14%	95.9
	Mínimo	9.60%	2.21%	1.04	4.86%	2.51%	0.32%	0.59%	2.92%	2.9
Média	21.17%	5.36%	1.51	13.93%	5.21%	1.92%	1.26%	40.24%	34.9	
Desvio P	5.96%	1.94%	0.21	5.10%	1.57%	1.19%	0.68%	26.58%	25.7	

Tabela 7.9 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 3

Local	Profund. (m)	H (%)	MOT(%)	ÁcHu	Celulose	SV bruto	SV finos	Ntot	COT	C/N
Estação 3	-4	23.94%	6.69%	1.68	22.09%	6.65%	3.68%	1.30%	81.64%	62.6
	-5	15.74%	3.55%	1.77	18.62%	4.07%	3.52%	1.10%	80.11%	73.0
	-6	18.01%	6.71%	1.61	16.63%	5.98%	3.20%	0.90%	81.14%	89.8
	-7	22.31%	4.19%	1.73	16.57%	4.65%	1.48%	0.34%	72.22%	212.9
	-8	22.56%	4.29%	1.64	15.43%	4.52%	1.16%	0.52%	71.06%	135.6
	-9	27.92%	6.43%	1.69	15.35%	7.95%	1.30%	0.48%	58.93%	122.1
	-10	28.44%	6.89%	1.75	14.91%	7.09%	1.46%	0.46%	64.95%	141.7
	-11	16.99%	6.43%	1.32	14.51%	8.78%	1.30%	0.67%	51.33%	76.1
	-12	22.22%	5.81%	1.26	10.30%	5.72%	1.11%	0.54%	45.30%	83.4
	-13	22.27%	7.40%	1.49	8.33%	7.34%	1.17%	1.44%	20.18%	14.0
	-14	29.07%	6.25%	1.11	9.47%	6.19%	0.34%	1.48%	8.32%	5.6
	-15	25.96%	5.72%	1.00	9.87%	5.58%	0.27%	1.21%	3.81%	3.2
	Máximo	29.07%	7.40%	1.77	22.09%	8.78%	3.68%	1.48%	81.64%	212.9
	Mínimo	15.74%	3.55%	1.00	8.33%	4.07%	0.27%	0.34%	3.81%	3.2
Média	22.95%	5.86%	1.50	14.34%	6.21%	1.67%	0.87%	53.25%	85.0	
Desvio P	4.43%	1.22%	0.27	4.13%	1.43%	1.16%	0.42%	28.24%	62.0	

Tabela 7.10 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 4

Local	Profund. (m)	H (%)	MOT(%)	ÁcHu	Celulose	SV bruto	SV finos	Ntot	COT	C/N
Estação 4	-4	17.43%	6.76%	1.88	15.29%	9.65%	2.56%	2.03%	41.87%	20.7
	-5	22.65%	5.78%	1.76	19.14%	7.23%	5.34%	1.90%	80.18%	42.2
	-6	21.41%	6.59%		19.38%	4.32%	5.30%	1.85%	73.58%	39.7
	-7	28.29%	4.36%	1.61	14.46%	9.38%	2.05%	1.75%	27.27%	15.6
	-8	25.70%	5.92%	1.74	11.76%	6.27%	1.30%	1.55%	22.11%	14.3
	-9	22.84%	3.32%	1.67	18.93%	6.06%	4.61%	1.48%	72.33%	48.9
	-10	17.51%	8.76%	1.96	13.84%	4.36%	1.54%	1.26%	15.22%	12.0
	-11	24.75%	7.50%	1.51	18.13%	4.87%	4.31%	0.87%	62.27%	71.6
	-12	16.80%	5.92%	1.52	13.89%	8.72%	0.83%	0.68%	17.56%	25.7
	-13	17.63%	4.10%	1.46	10.35%	6.82%	0.27%	1.20%	5.62%	4.7
	-14	17.60%	8.05%	1.82	7.45%	6.17%	1.19%	1.44%	5.67%	3.9
	-15	17.57%	6.39%		14.26%	5.52%	2.12%	1.20%	3.37%	2.8
	Máximo	28.29%	8.76%	1.96	19.38%	9.65%	5.34%	2.03%	80.18%	71.6
	Mínimo	16.80%	3.32%	1.46	7.45%	4.32%	0.27%	0.68%	3.37%	2.8
Média	20.85%	6.12%	1.69	14.74%	6.61%	2.62%	1.43%	35.59%	25.2	
Desvio P	3.96%	1.61%	0.17	3.73%	1.83%	1.80%	0.41%	29.16%	21.3	

Tabela 7.11 - Parâmetros em amostras a diferentes profundidades. Estação 5

Local	Profund. (m)	H (%)	MOT(%)	ÂcHu	Celulose	SV bruto	SV finos	Ntot	COT	C/N	
Estação 5	-4	20.69%	6.72%	1.78	18.69%	8.15%	3.12%	1.66%	61.76%	41.6	
	-5	19.20%	4.67%	1.76	18.88%	5.65%	4.43%	1.50%	80.14%	57.6	
	-6	19.71%	6.65%	1.61	18.00%	5.15%	4.25%	1.38%	77.36%	64.8	
	-7	25.30%	4.27%	1.67	15.52%	7.01%	1.76%	1.04%	49.74%	114.3	
	-8	24.13%	5.11%	1.69	13.60%	5.40%	1.23%	1.03%	46.58%	75.0	
	-9	25.38%	4.87%	1.68	17.14%	7.01%	2.95%	0.98%	65.63%	85.5	
	-10	22.97%	7.82%	1.86	14.37%	5.73%	1.50%	0.86%	40.08%	76.9	
	-11	20.87%	6.96%	1.41	16.32%	6.82%	2.80%	0.77%	56.80%	73.8	
	-12	19.51%	5.86%	1.39	12.10%	7.22%	0.97%	0.61%	31.43%	54.5	
	-13	19.95%	5.75%	1.48	9.34%	7.08%	0.72%	1.32%	12.90%	9.4	
	-14	23.34%	7.15%	1.47	8.46%	6.18%	0.77%	1.46%	7.00%	4.8	
	-15	21.76%	6.06%	1.00	12.06%	5.55%	1.20%	1.21%	3.59%	3.0	
	Máximo		25.38%	7.82%	1.86	18.88%	8.15%	4.43%	1.66%	80.14%	114.3
	Mínimo		19.20%	4.27%	1.00	8.46%	5.15%	0.72%	0.61%	3.59%	3.0
	Média		21.90%	5.99%	1.57	14.54%	6.41%	2.14%	1.15%	44.42%	55.1
Desvio P		2.26%	1.11%	0.23	3.52%	0.93%	1.32%	0.32%	26.19%	34.7	

7.1.2.2.1 Matéria Orgânica Total

Apresenta-se na Figura 7.13 os gráficos da evolução da MOT com a profundidade, para a fração “in natura” dos resíduos e para a fração fina.

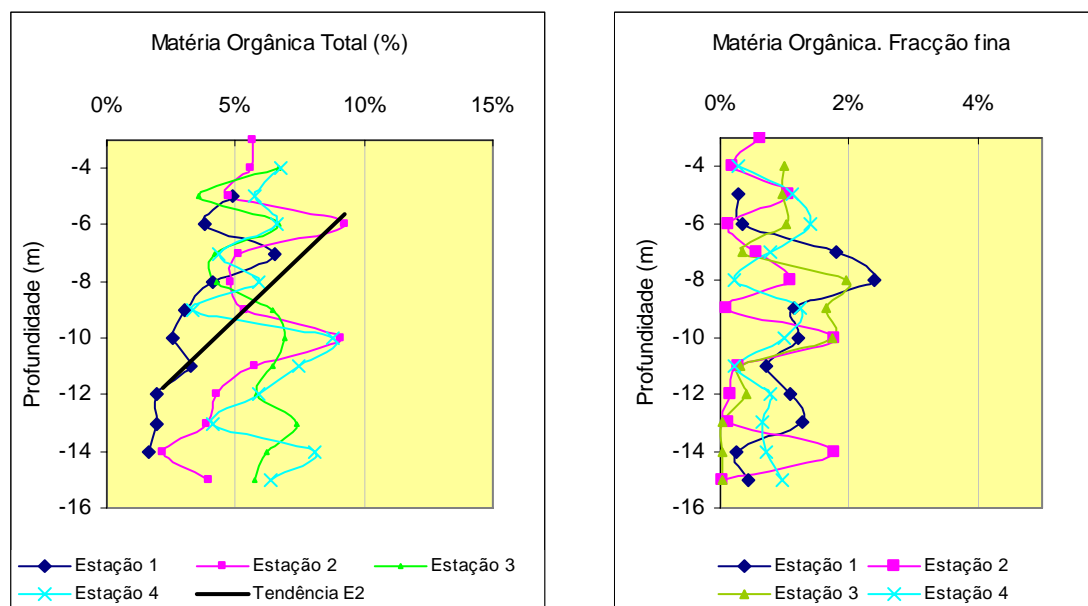


Figura 7.13 – Evolução da matéria orgânica total com a profundidade

A matéria orgânica total (MOT) contida nos resíduos é utilizada pelos microrganismos no seu metabolismo concorrendo para a sua diminuição com o aumento da velocidade de degradação, em função do tempo. A MOT determinada pelo balanço de massas após a realização do ensaio pelo método francês do CEMAGREF, mostra que no local da amostragem em profundidade, o valor total deste parâmetro é de cerca de 24%, incluindo a que está presente na fracção fina. Os valores obtidos nas análises efectuadas mostram valores menores que correspondem à fracção mais rapidamente biodegradável. Constatase que ao longo do tempo a MOT sofre uma ligeira diminuição, da ordem de 30%, em cerca de 10 anos de decomposição. A redução máxima da matéria orgânica em 10 anos está compreendida no intervalo de 30 a 80%, como se pode observar pela Figura 7.14. Da análise das tabelas precedentes fica evidenciado o carácter lento da degradação, que pode ser explicada, em parte, por carência de água, uma vez que se observaram valores de teor de humidade entre 9.6% a 43.6% nas amostras retiradas em profundidade. A fracção fina dos resíduos contém diminuta quantidade de matéria orgânica, como era suposto, visto esta fracção tratar-se essencialmente de areias.

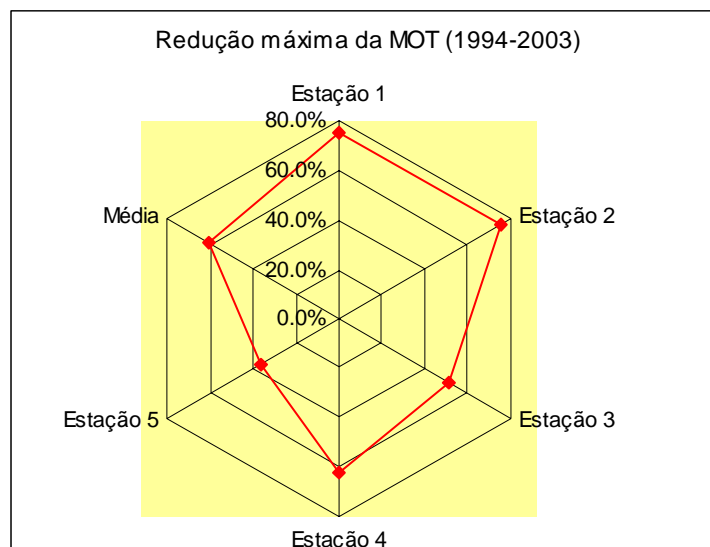


Figura 7.14 – Redução máxima da MOT com a idade dos resíduos

7.1.2.2.2 Ácidos húmicos

Apresentam-se na Tabela 7.12 os resultados da evolução do teor em ácidos húmicos nas 5 Estações ao longo do seu perfil em profundidade, e nos gráficos da Figura 7.15 a sua distribuição relativa e a redução máxima verificada em todas as estações em 10 anos.

Tabela 7.12 – Evolução dos ácidos húmicos nas amostras de resíduos

Profundidade (m)	Ácidos húmicos (meq/g)					
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5	Média
-3		1.62			1.62	1.62
-4	1.61	1.27	1.68	1.88	1.61	1.61
-5	2.22	1.73	1.77	1.76	1.91	1.88
-6	2.12	1.04	1.61		1.59	1.59
-7	2.09	1.53	1.73	1.61	1.74	1.74
-8	1.28	1.64	1.64	1.74	1.55	1.57
-9	2.04	1.73	1.69	1.67	1.78	1.78
-10	3.81	1.39	1.75	1.96	2.23	2.23
-11	2.83	1.72	1.32	1.51	1.88	1.85
-12	1.34	1.67	1.26	1.52	1.32	1.42
-13	1.72	1.50	1.49	1.46	1.29	1.49
-14	1.41	1.38	1.11	1.82	1.56	1.46
-15		1.45	1.00		1.74	1.40

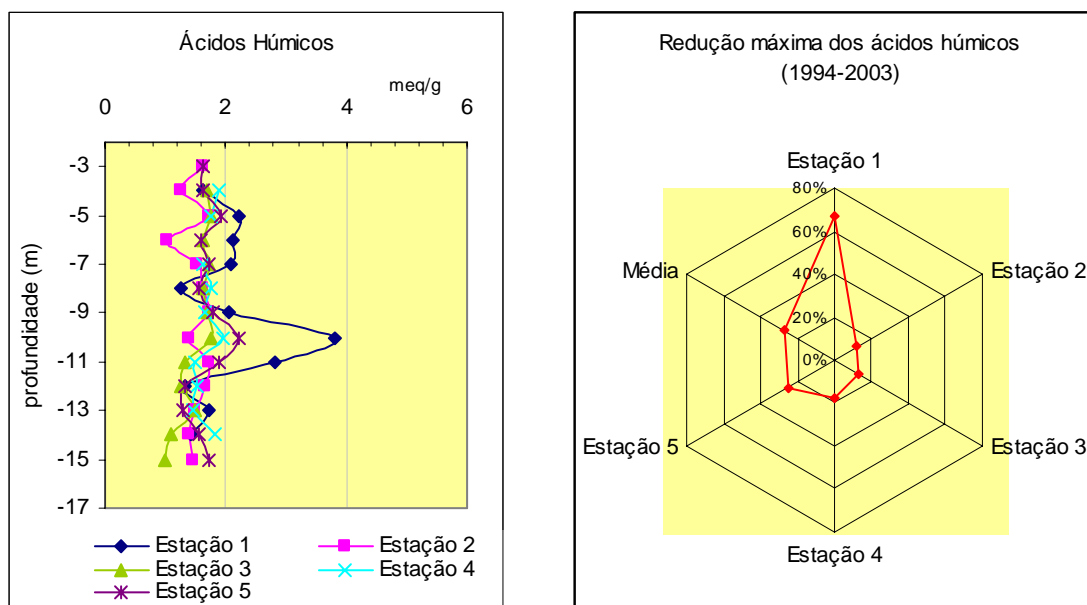


Figura 7.15 – Evolução dos ácidos húmicos em função da profundidade

Quando há humificação da matéria orgânica em decomposição, há consequente aumento do teor de ácidos húmicos. A tendência mostrada pelos ensaios relativamente aos ácidos húmicos foi de diminuição dos seus valores em praticamente todos os perfis efectuados. Os valores podem sugerir a lenta degradação/transformação, como também o facto das amostras serem constituídas por materiais com teores de ácidos húmicos baixos ou quase inexistentes. Os resultados das amostras evidenciam sobretudo a heterogeneidade dos materiais num aterro, justificando, em parte, comportamentos com velocidades e tendências de degradação esperadas. No caso, o aumento do teor da humificação e outros em sentido oposto só são justificados por constituírem resíduos com baixos teores iniciais de ácidos húmicos. Com efeito, retiraram-se amostras em que os componentes inertes variavam muito, designadamente as areias, entre 20 e 62%, as pedras e cacos cerâmicos de 17 a 47%, a madeira entre 3 e 38% e a matéria orgânica de 7.4% a 12.3%, podendo residir aqui uma das explicações deste comportamento em termos analíticos.

7.1.2.2.3 Celulose bruta

A celulose, as hemiceluloses e as lenhinas constituem os mais abundantes constituintes poliméricos das plantas, podendo variar, respectivamente de 30 a 60%, de 30 a 40% e de 10 a 20%, segundo Waksman, (1938, 1961), pioneiro nestes estudos, Cowling *et al.*, (1976) e Lee, (1992). Apresenta-se na Tabela 7.13 a evolução da celulose bruta ao longo do perfil em profundidade nas Estações 1 a 4 e nos gráficos da Figura 7.16 o comportamento em profundidade relativamente à redução máxima verificada em 4 estações de amostragem.

Tabela 7.13 – Evolução da celulose bruta ao longo da profundidade

Celulose Bruta					
profundidade (m)	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Média
-3		20.32%			20.3%
-4	22.40%	17.95%	22.09%	15.29%	19.4%
-5	23.00%	18.88%	18.62%	19.14%	19.9%
-6	18.16%	21.14%	16.63%	19.38%	18.8%
-7	18.24%	13.36%	16.57%	14.46%	15.7%
-8	11.13%	13.60%	15.43%	11.76%	13.0%
-9	11.01%	14.32%	15.35%	18.93%	14.9%
-10	10.93%	12.97%	14.91%	13.84%	13.2%
-11	15.59%	16.32%	14.51%	18.13%	16.1%
-12	8.73%	11.10%	10.30%	13.89%	11.0%
-13	14.38%	10.86%	8.33%	10.35%	11.0%
-14	11.78%	5.43%	9.47%	7.45%	8.5%
-15	10.70%	4.86%	9.87%	14.26%	9.9%
Máximo	23.00%	21.14%	22.09%	19.38%	20.32%
Mínimo	8.73%	4.86%	8.33%	7.45%	8.53%
Média	14.67%	13.93%	14.34%	14.74%	14.75%
Desvio P	4.81%	5.10%	4.13%	3.73%	4.03%

O tipo de madeira que se encontra no aterro é muito variável, inclui pranchas de aglomerados e de contraplacados de madeira, peças de carpintaria, troncos e ramos de árvores, que podem conferir taxas de degradação diferentes, consoante a profundidade em que se encontram. Com efeito, a celulose apresenta uma biodegradabilidade de 50 a 90%, a hemicelulose em torno de 70% e a lenhina praticamente não apresenta biodegradabilidade, confirmando resultados de Waksman, (1938, 1961).

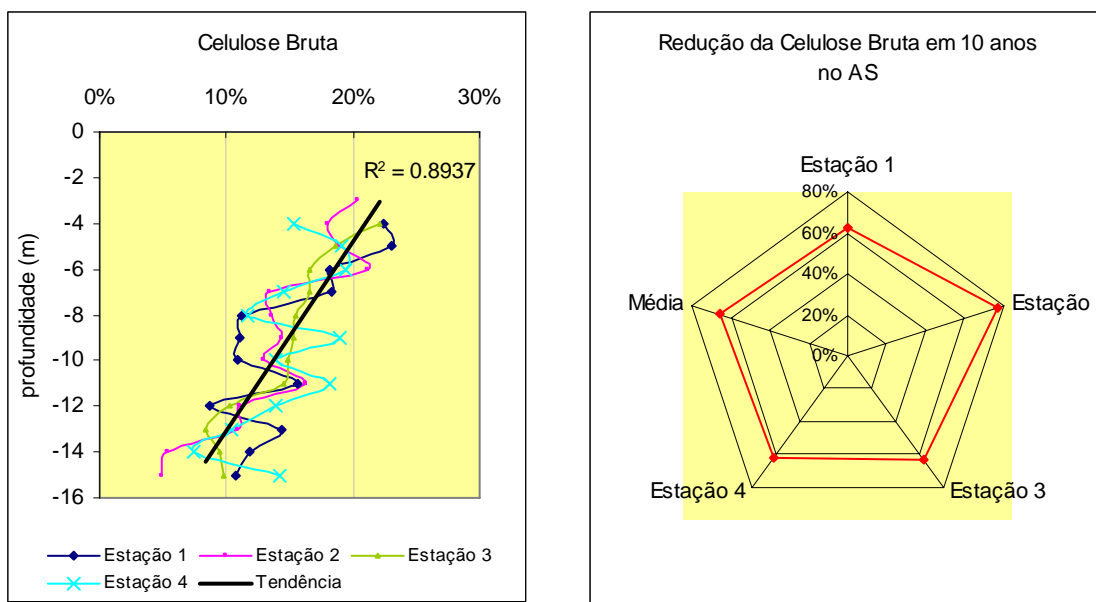


Figura 7.16 – Evolução da celulose bruta ao longo do perfil e redução em 10 anos

Da Figura 7.16, pode observar-se que o comportamento dos resíduos amostrados foi bastante homogéneo em 3 estações e um pouco variável na estação 4, mas sempre com uma tendência de decréscimo. Com efeito, de um modo geral o decaimento foi elevado, sugerindo utilização desta fonte de carbono por parte dos microrganismos, normalmente só utilizada quando outras formas de carbono mais biodisponíveis começam a faltar. Nas estações 1, 2, 3 e 4 o decréscimo máximo foi de 62, 77, 62 e 62%, respectivamente.

A taxa de decomposição da celulose é influenciada por diversos factores ambientais (Alexander, 1977), designadamente: disponibilidade de N, oxigénio, humidade, pH, presença de outros hidratos de carbono e de lenhina. A razão C/N de 35 é recomendável para aumentar a velocidade de degradação e, neste aspecto, foram encontrados valores médios de 20 a 76 nas amostras, como se observará mais adiante. No entanto, em ambiente anaeróbio a velocidade de degradação é substancialmente menor que em ambiente aeróbio, devido à deficiência de oxigénio. De referir que no perfil da Estação 4 se encontrou a maior percentagem de variação de massa de resíduos de madeira, de 0.36% até cerca de 15%, que podem justificar os menores decréscimos verificados.

7.1.2.2.4 Sólidos voláteis

Apresentam-se na Tabela 7.14 os valores do teor em sólidos voláteis das amostras integrais e da fração fina com a profundidade, e nos gráficos da Figura 7.17 são representadas as evoluções do mesmo parâmetro ao longo do perfil em profundidade.

Tabela 7.14 – Valores dos SV nas amostras integrais e nas amostras da fração fina

Profundidade (m)	Sólidos Voláteis (amostra integral)					SV (fracção fina)				
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Média	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Média
-3		6.32%			6.32%		3.54%			3.54%
-4	8.10%	6.03%	6.65%	9.65%	7.61%	2.80%	2.00%	3.68%	2.56%	2.76%
-5	7.70%	5.65%	4.07%	7.23%	6.17%	2.52%	4.43%	3.52%	5.34%	3.95%
-6	5.99%	8.30%	5.98%	4.32%	6.15%	2.00%	2.45%	3.20%	5.30%	3.24%
-7	9.64%	4.67%	4.65%	9.38%	7.08%	3.04%	2.02%	1.48%	2.05%	2.15%
-8	7.35%	5.40%	4.52%	6.27%	5.88%	3.04%	1.23%	1.16%	1.30%	1.68%
-9	4.97%	5.08%	7.95%	6.06%	6.01%	2.75%	1.80%	1.30%	4.61%	2.61%
-10	5.32%	2.51%	7.09%	4.36%	4.82%	2.44%	0.83%	1.46%	1.54%	1.57%
-11	6.78%	6.82%	8.78%	4.87%	6.81%	2.32%	2.80%	1.30%	4.31%	2.68%
-12	3.87%	4.17%	5.72%	8.72%	5.62%	1.47%	1.80%	1.11%	0.83%	1.30%
-13	4.18%	5.10%	7.34%	6.82%	5.86%	2.81%	1.33%	1.17%	0.27%	1.39%
-14	5.58%	2.63%	6.19%	6.17%	5.14%	2.06%	0.32%	0.34%	1.19%	0.98%
-15	5.32%	4.98%	5.58%	5.52%	5.35%	2.00%	0.40%	0.27%	2.12%	1.20%
Máximo	9.64%	8.30%	8.78%	9.65%	7.61%	3.04%	4.43%	3.68%	5.34%	3.95%
Mínimo	3.87%	2.51%	4.07%	4.32%	4.82%	1.47%	0.32%	0.27%	0.27%	0.98%
Média	6.23%	5.21%	6.21%	6.61%	6.06%	2.44%	1.92%	1.67%	2.62%	2.24%
Desvio P	1.71%	1.57%	1.43%	1.83%	0.78%	0.48%	1.19%	1.16%	1.80%	0.97%

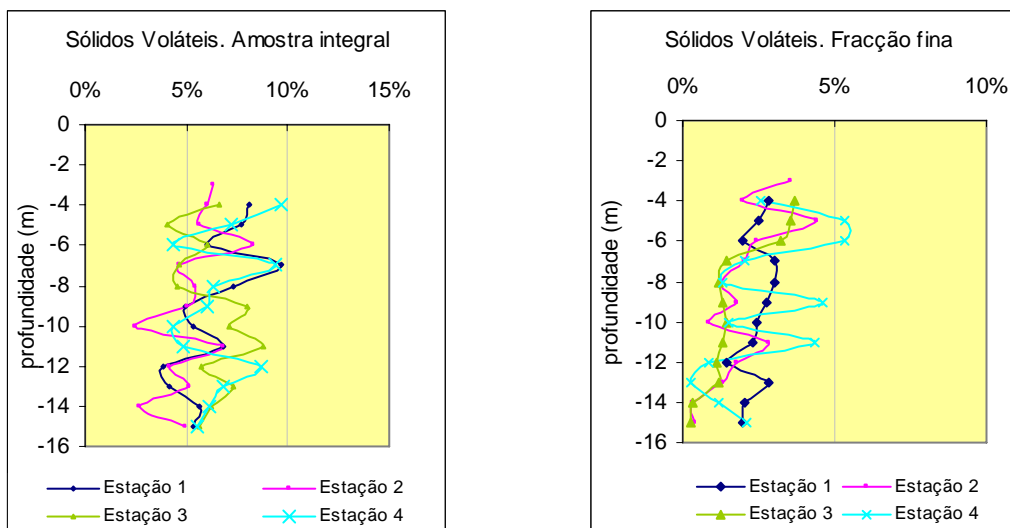


Figura 7.17 – Variação de SV nos resíduos *in natura* e na fração fina em função da profundidade

Os teores em sólidos voláteis são em média inferiores a 7% e o valor máximo atinge cerca de 10%, revelando um decréscimo ao longo do perfil com a profundidade e com a idade em aterro, até valores de 2.5%. Os valores de SV apresentados em amostras a 3 e 4 metros de profundidade, ou seja, com pouco mais de um ano de idade, já são inferiores a 10%, caindo para metade deste valor em 2 anos (Figura 7.17). Tendo em atenção que os resíduos orgânicos fermentáveis “in natura” apresentam valores de SV entre 65 e 77%, independentemente da caracterização ser realizada no Verão ou no Inverno, pode concluir-se que a redução é elevada e corresponde à fase de degradação dos constituintes rapidamente biodegradáveis (em Matosinhos correspondem a cerca de 60% dos RSU produzidos). Depois há uma redução muito lenta que corresponde à degradação da fracção lenhino-celulósica remanescente.

A redução máxima dos SV foi de 75% e a média foi de 42% (Figura 7.18) em 10 anos de aterro, que indicia haver MO a ser degradada, contribuindo para a lixiviação.

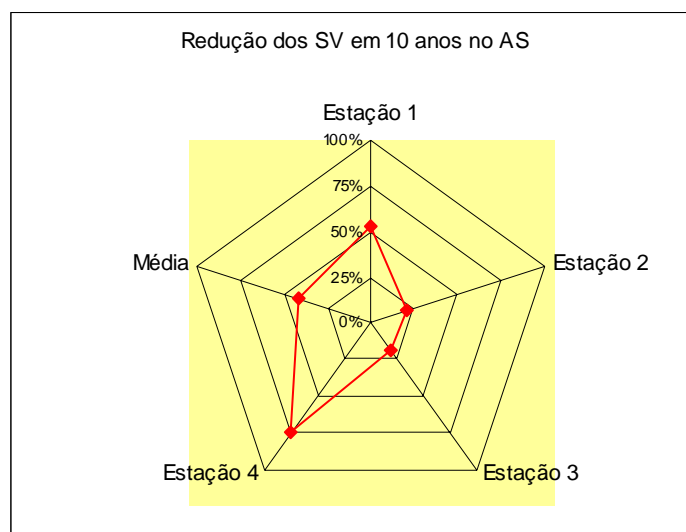


Figura 7.18 – Degradação dos resíduos no AS expressa em redução dos SV

A fracção fina apresenta valores de SV menores em mais de 50% aos encontrados nas amostras integrais, valor que evidencia que a matéria orgânica rapidamente biodegradável foi consumida pelo hipoclorito de sódio. Ainda assim, o comportamento deste parâmetro com a profundidade (idade) foi de diminuição em todas as estações, com excepção da

Estação 4, bastante heterogênea ao longo do seu perfil, evidenciando as características aleatórias dos resíduos ali depositados.

7.1.2.2.5 Carbono Orgânico Total e Carbono Orgânico Oxidável

Nos gráficos da Figura 7.19 apresenta-se a evolução com a profundidade dos parâmetros COT e COO, onde se observa uma tendência decrescente em todas as Estações com exceção da Estação 1, praticamente com tendência oposta.

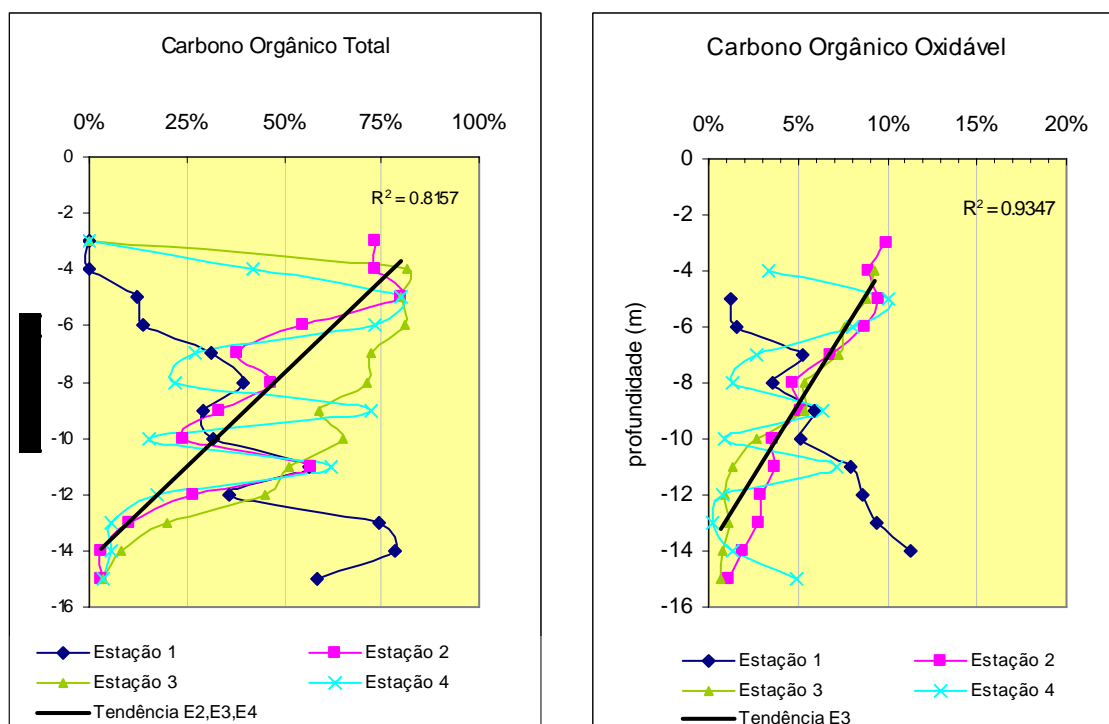


Figura 7.19 – Carbono orgânico total e do Carbono Orgânico Oxidável com a profundidade e a idade

As amostras apresentaram uma tendência de redução do teor de COT nas Estações 2, 3 e 4, enquanto que a Estação 1 apresenta valores que evidenciam um comportamento quase inverso, pois observa-se aumento do carbono orgânico. Para as restantes estações, todas as amostras apresentam uma redução deste parâmetro em cerca de 95%, passando de 84% para valores em torno de 4%. Os resultados evidenciados pelas Estações 2, 3, e 4, julgamos ser os que melhor traduzem o fenómeno e, em consequência, os resultados obtidos na Estação 1 devem levar em consideração a heterogeneidade dos materiais aterrados e a eventual sensibilidade analítica.

O carbono orgânico oxidável (COO) teve um comportamento muito semelhante ao COT e aos sólidos voláteis. De um modo geral a tendência foi de queda ao longo do tempo, com exceção particular da Estação 1, como já se referiu.

Estes parâmetros são frequentemente correlacionados na literatura a ponto de constituir um índice de transformação de um parâmetro no outro, com exceção de Tchobanoglous *et al.*, (1993), que apresenta uma equação empírica para definir a fracção biodegradável, diferente da correlação com os sólidos voláteis. Com efeito, para resíduos de um aterro sanitário, onde a característica dominante é a heterogeneidade do material, é difícil verificar-se uma relação linear entre SV e COT que permita identificar esse índice. No caso do AS de Matosinhos, das análises realizadas, não se conseguiu estabelecer uma correlação satisfatória. No entanto, é possível constatar-se uma correlação positiva entre a celulose bruta e o COT, tal como entre o teor em SV e em COT (Figura 7.20).

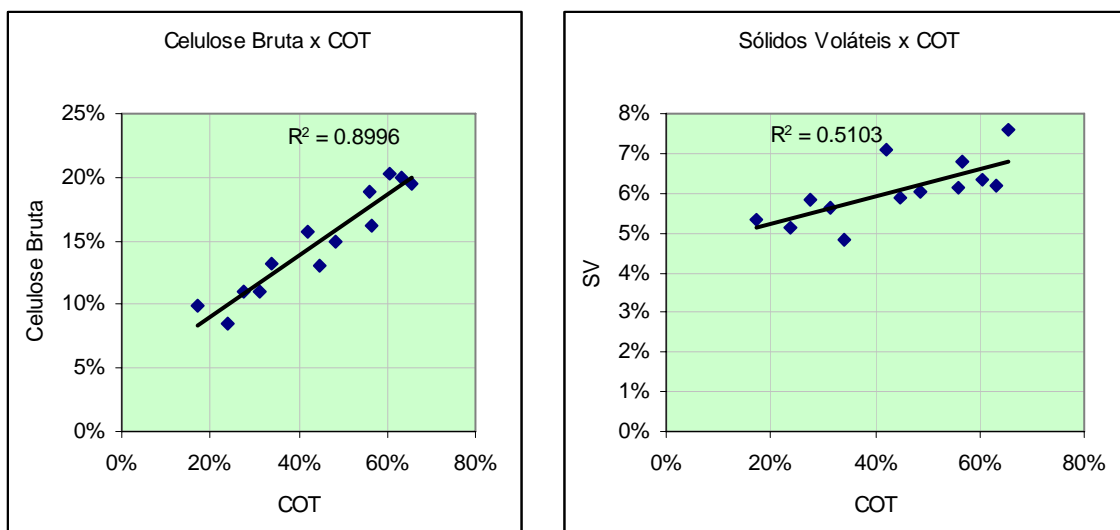


Figura 7.20 – Correlações entre a celulose bruta e COT e entre SV e COT

7.1.2.2.6 Azoto Total

Apresenta-se na Tabela 7.15 os resultados do azoto nas Estações 1 a 4. No gráfico da Figura 7.21 apresenta-se a evolução de N com a profundidade e a tendência média representativa do comportamento genérico observado nas Estações 1 a 4.

Tabela 7.15 – Azoto Total

Profundidade (m)	Azoto Total				Média
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	
-4	2.78%	3.16%	1.21%	2.22%	2.34%
-5	1.98%	1.52%	1.30%	2.03%	1.71%
-6	3.95%	1.58%	1.10%	1.90%	2.13%
-7	3.90%	1.66%	0.90%	1.85%	2.08%
-8	3.07%	0.80%	0.87%	1.75%	1.62%
-9	2.35%	1.40%	0.52%	1.55%	1.46%
-10	2.06%	0.70%	0.48%	1.48%	1.18%
-11	2.21%	0.59%	0.46%	1.26%	1.13%
-12	2.39%	0.68%	0.67%	0.87%	1.15%
-13	2.09%	1.00%	0.54%	0.68%	1.08%
-14	1.17%	0.92%	1.44%	1.20%	1.18%
-15	1.24%	1.00%	1.48%	1.44%	1.29%
-16	1.40%	1.21%	1.21%	1.20%	1.25%
Máximo	3.95%	3.16%	1.48%	2.22%	2.34%
Mínimo	1.17%	0.59%	0.46%	0.68%	1.08%
Média	2.35%	1.25%	0.94%	1.49%	1.51%
Desvio P	0.89%	0.68%	0.37%	0.45%	0.43%

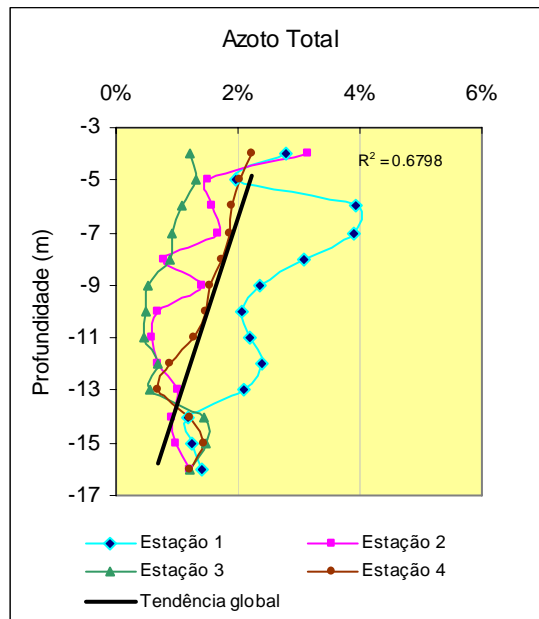


Figura 7.21 – Evolução do Azoto Total com a profundidade e a tendência observada

A percentagem de azoto total nos resíduos “in natura” varia de 1 a 3.4%. Nas amostras analisadas verificou-se que o teor médio de N foi de 2.35%, 1.25%, 0.94% e 1.49%, respectivamente para as Estações 1 a 4. A variação deste parâmetro em torno da média, situou-se entre 0.37 e 0.92%. A tendência global foi de decréscimo com a profundidade, e consequentemente com a idade.

Apresentam-se na Figura 7.22 os gráficos que mostram a correlação positiva entre a Celulose bruta e o teor em carbono orgânico total e entre a celulose bruta e o azoto, que evidenciam o mesmo comportamento evolutivo ao longo do tempo.

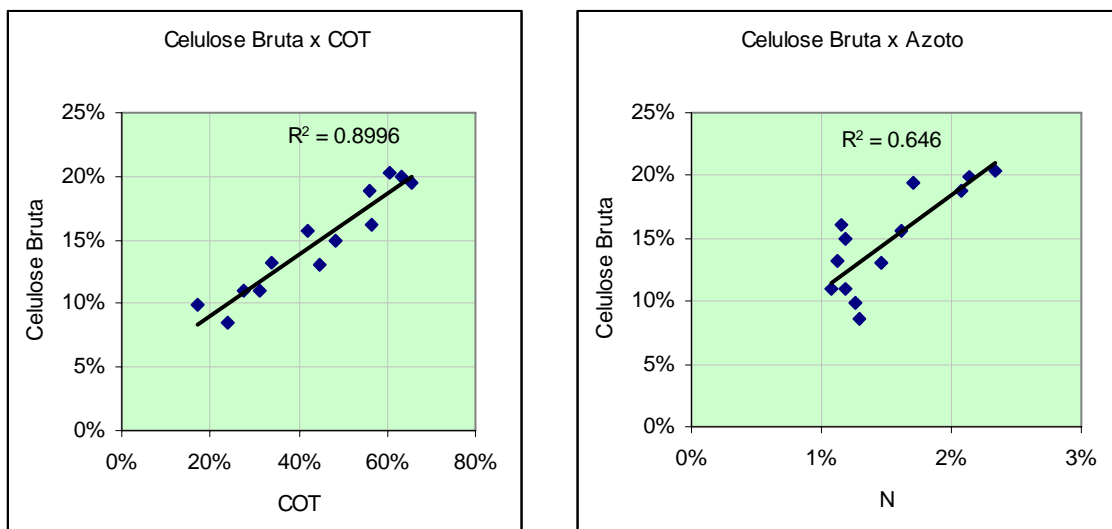


Figura 7.22 – Correlação entre os parâmetros celulose bruta e COT e celulose bruta e N

7.1.2.2.7 Razão Carbono/Azoto

Apresenta-se na Tabela 7.16 as razões encontradas nas amostras das Estações ao longo do seu perfil, respectivas médias e desvios padrões em profundidade e por estrato.

Tabela 7.16 – Razões C/N observados nas amostras recolhidas no aterro

Prof (m)	C/N				Média
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	
-4		23.2	67.5	18.9	36.5
-5	6.1	52.9	61.4	39.6	40.0
-6	3.6	34.7	73.9	38.7	37.7
-7	8.0	22.8	80.0	14.7	31.4
-8	12.8	58.4	81.7	12.7	41.4
-9	12.5	23.7	112.5	46.8	48.9
-10	15.3	34.5	134.6	10.3	48.7
-11	25.5	95.9	112.0	49.3	70.7
-12	15.1	39.1	67.2	20.2	35.4
-13	35.6	10.4	37.1	8.2	22.8
-14	67.3	3.3	5.8	4.7	20.3
Máximo	67.3	95.9	134.6	49.3	70.7
Mínimo	3.6	3.3	5.8	4.7	20.3
Média	20.2	36.3	75.8	24.0	39.4
Desvio P	19.1	25.7	35.9	16.4	13.7

Nos gráficos da Figura 7.23 apresenta-se a evolução da razão C/N com a profundidade e as taxas de decréscimo verificadas em 10 anos de resíduos no AS.

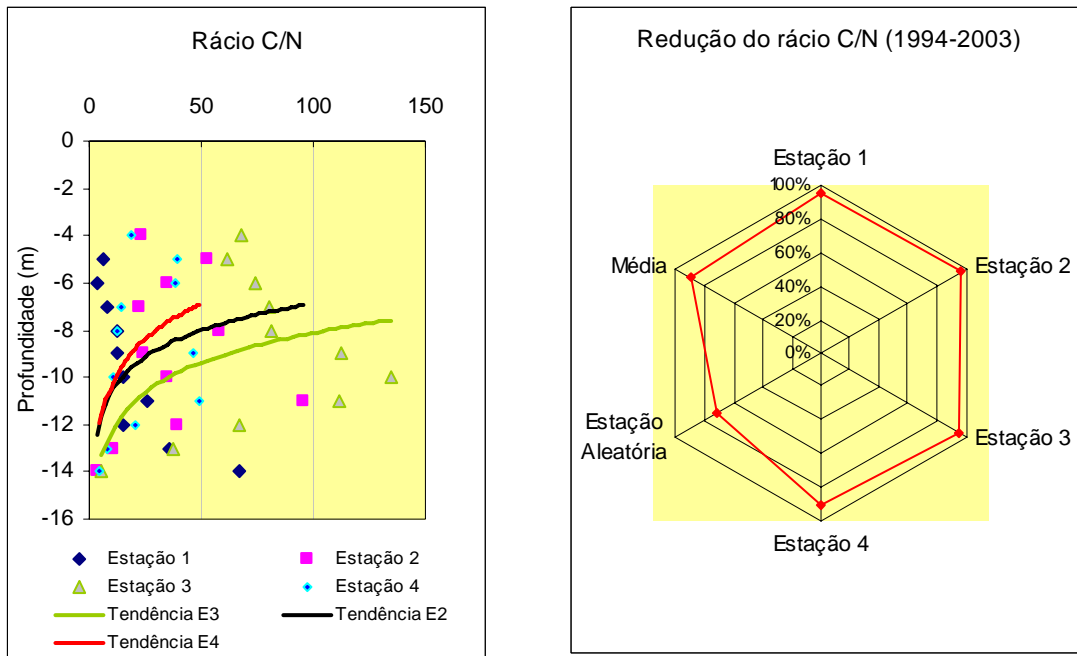


Figura 7.23 – Razão Carbono/Azoto e taxas de decréscimo de 1994 a 2003

A relação C/N é utilizada como bom indicador da estabilidade biológica da matéria orgânica (Morel, et al., 1985). Alguns autores consideram que um intervalo de variação reflectirá melhor os mecanismos metabólicos envolvidos. Com efeito, a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém a sua eficiência não é 100% e a demanda de C é maior que a de N. Apesar da grande diferença de demandas, a carência de N é limitante no processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular.

Admitindo-se uma razão C/N de 12 como um indicador de biodegradabilidade, os valores que são observados nas amostras com 10 anos de idade (profundidade de -15 metros), atingiram um estágio de degradação superior a 50%, admitindo que, em processos biológicos de conversão da matéria orgânica, a razão C/N inicial de 30 a 40 é considerada por diversos autores como óptima. A taxa de redução em 10 anos é em média de 90%, relativamente ao valor máximo da Estação. O perfil da média por estrato mostra uma redução em torno de 71% relativamente aos máximos observados. Verifica-se, por outro lado, que amostras com idades superiores a 5 anos, apresentam uma razão C/N superior ao

de amostras mais recentes, que poderá ser explicado pelas características intrínsecas do material. Outro aspecto a considerar é que o carbono proveniente da lenhina, celulose e hemicelulose, não é facilmente disponível para conversões biológicas, podendo determinar uma relação C/N elevada. Também pode acontecer que, se o material a degradar for rico em azoto, ou seja, com baixo C/N, há tendência deste aumentar com o avanço da degradação devido à perda do azoto (Zucconi et al., 1987).

7.1.2.2.8 Humidade

Apresenta-se na Tabela 7.17 os teores de humidade obtidos nas amostras ao longo do perfil em profundidade e na Tabela 7.18 o mesmo parâmetro relativamente à fracção fina da sub-amostra de determinação dos inertes. Na Figura 7.24 apresenta-se, para a humidade, a evolução observada por profundidade nos dois tipos de amostras.

Tabela 7.17 – Evolução do teor de humidade nas amostras por profundidade

Profundidade (m)	Teor de Humidade				
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Média
-4	31.40%	9.60%	23.94%	17.43%	20.59%
-5	29.02%	20.05%	15.74%	22.65%	21.86%
-6	26.25%	30.49%	18.01%	21.41%	24.04%
-7	43.56%	27.49%	22.31%	28.29%	30.41%
-8	27.91%	27.85%	22.56%	25.70%	26.01%
-9	26.76%	28.21%	27.92%	22.84%	26.43%
-10	25.49%	18.26%	28.44%	17.51%	22.43%
-11	37.33%	18.36%	16.99%	24.75%	24.36%
-12	26.18%	18.46%	22.22%	16.80%	20.91%
-13	18.26%	21.96%	22.27%	17.63%	20.03%
-14	26.98%	16.89%	29.07%	17.60%	22.64%
-15	25.60%	21.65%	25.96%	17.57%	22.70%
Máximo	43.56%	30.49%	29.07%	28.29%	30.41%
Mínimo	18.26%	9.60%	15.74%	16.80%	20.03%
Média	28.73%	21.61%	22.95%	20.85%	23.53%
Desvio P	6.40%	6.01%	4.43%	3.96%	2.96%

Tabela 7.18 - Evolução do teor de humidade da fracção fina por profundidade

Profundidade (m)	Humidade - fracção fina				
	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Média
-4		38.26%	28.83%	36.23%	34.4%
-5	39.07%	37.45%	25.46%	36.04%	34.5%
-6	27.86%	36.63%	35.09%	34.46%	33.5%
-7	46.83%	38.56%	34.97%	32.88%	38.3%
-8	41.80%	40.11%	28.05%	38.86%	37.2%
-9	35.38%	41.66%	43.23%	30.17%	37.6%
-10	35.68%	38.34%	36.19%	39.68%	37.5%
-11	39.86%	33.95%	30.36%	31.82%	34.0%
-12	32.63%	29.56%	37.11%	42.45%	35.4%
-13	34.59%	29.45%	39.96%	29.71%	33.4%
-14	46.80%	23.14%	33.40%	35.01%	34.6%
-15	43.40%	32.93%	30.83%	40.31%	36.9%
Máximo	46.83%	41.66%	43.23%	42.45%	38.31%
Mínimo	27.86%	23.14%	25.46%	29.71%	33.43%
Média	38.54%	35.00%	33.62%	35.63%	35.61%
Desvio P	5.97%	5.39%	5.17%	4.09%	1.77%

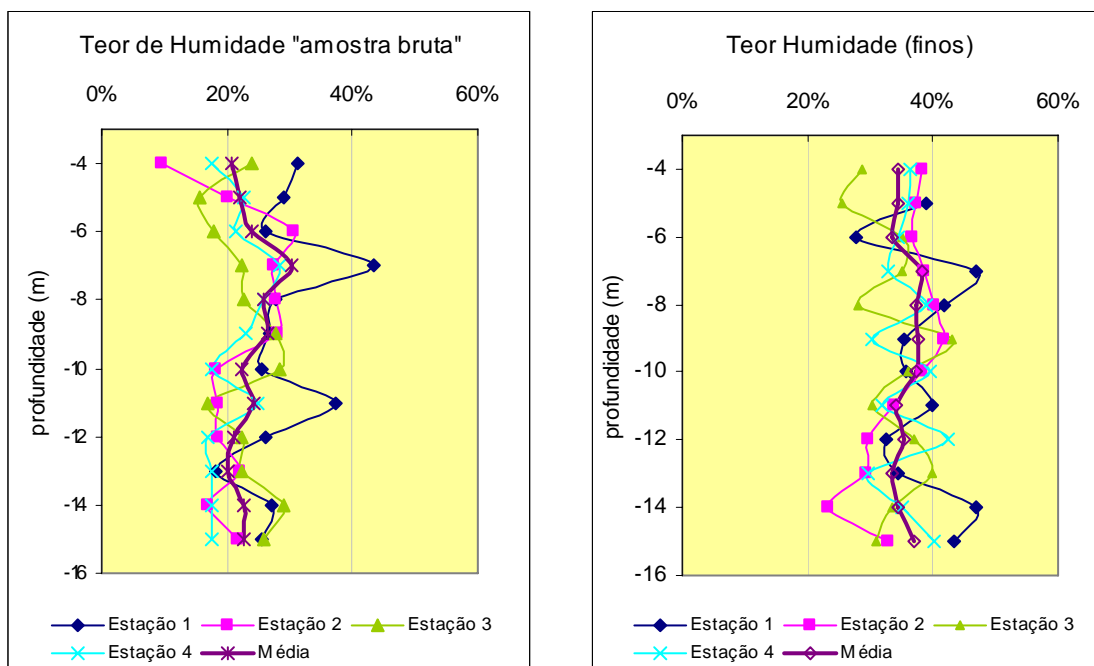


Figura 7.24 – Teor de humidade com a profundidade

A humidade observada nas amostras ao longo do perfil revelou teores que variavam entre 27 e 46% na Estação 1, entre 23.14 e 41.66% na Estação 2, entre 25.46 e 43.23% na

Estação 3 e entre 29.71 e 42.45% na Estação 4. Estes valores são inferiores ao que diversos autores consideram (45 a 60 %) como valores que favorecem a degradação biológica (Golueke, 1977; Cardenas, 1977; e Pereira Neto, 1987), dado que a água é factor limitante neste processo, pois constitui mais de 90% da composição da massa celular microbiana. Consta-se que as amostras entre -7.00 e -10.00m apresentam teores de humidade superiores aos que se encontram em estratos mais à superfície e em maior profundidade, que sugerem a existência de bolsões devido à formação de filmes biológicos que dificultam a passagem do lixiviado para o fundo do alvéolo, confirmando a aleatoriedade da distribuição da humidade num aterro dependente de vários factores, com ênfase para a compactação sofrida pelos estratos superiores, o carreamento de fracções finas para camadas mais profundas do AS, pela acção das chuvas infiltradas na massa de resíduos e o estabelecimento de condições para a formação de colónias de microrganismos nessas camadas intermédias. Durante a remoção de resíduos de uma célula da lixeira para os novos alvéolos, pôde constatar-se a existência destas camadas intermédias constituídas por filme biológico estabelecido em camadas formadas por fracções finas que ocupavam interstícios de fracções mais grosseiras.

7.2 FASE LÍQUIDA: LIXIVIADOS

7.2.1 Caudal

Apresenta-se na Figura 7.25 o gráfico com a evolução dos caudais de precipitação, da evapotranspiração sobre o AS e o caudal médio do lixiviado resultante medido à entrada da ETL durante o ano de 1996. No gráfico da Figura 7.26 apresenta-se a evolução do caudal médio proveniente da precipitação e da humidade intrínseca dos RSU, que evidencia a importância relativa destes.

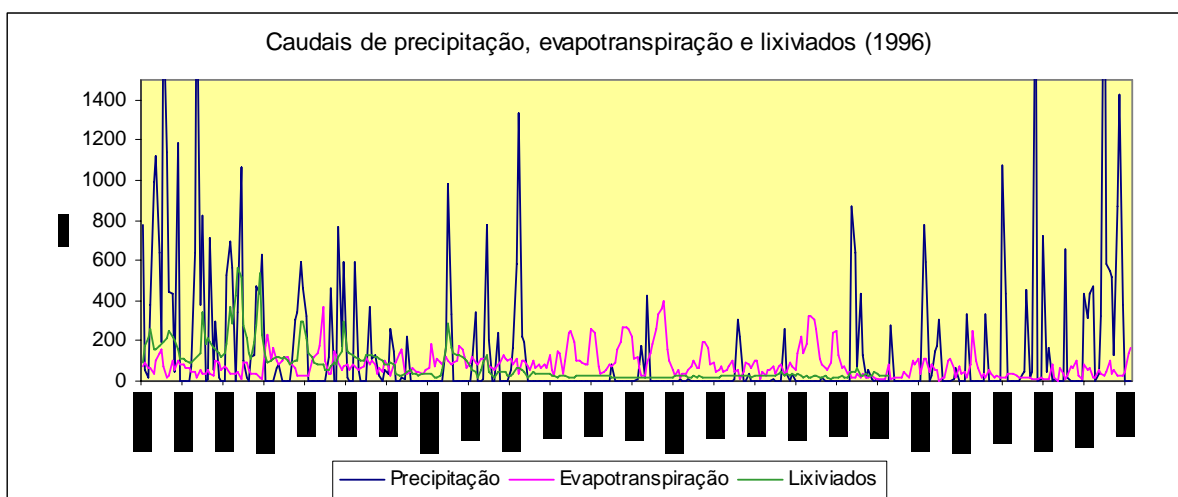


Figura 7.25 – Caudais de precipitação, de evapotranspiração e de lixiviados (1996)

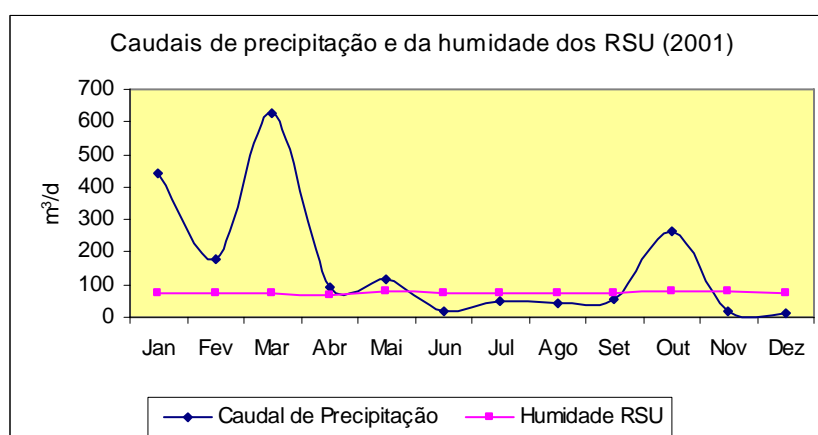


Figura 7.26 – Caudal médio mensal afluente à ETL e humidade presente nos RSU (2001)

O caudal que aflui à ETL, com capacidade de 2000 m³, é proveniente da célula velha e dos 3 alvéolos novos do AS, que são encaminhados através de 2 drenos, ambos passando pelo canal com descarregador triangular e medidor de caudais, junto da plataforma da ETL piloto. Tem-se constatado uma grande variabilidade dos caudais de lixiviados que afluem à estação, cujas variações diárias podem ir de menos de 0.5 m³/dia, ou até mesmo zero, a mais de 800 m³/dia. O maior contributo para a formação dos lixiviados é o da precipitação sobre o aterro (37.525m² nos alvéolos novos e 47.072 m² da célula velha). Outra das contribuições não negligenciáveis é a água proveniente da humidade dos RSU, de tal modo que em meses de fraca pluviosidade têm peso significativo no contexto da água no interior da massa de resíduos, como se pode constatar através da Figura 7.26.

Esta variação nos caudais afluentes constitui um dos problemas mais graves para o estabelecimento de uma solução de tratamento para os lixiviados, acrescido também pela variabilidade na sua qualidade.

Apresentam-se da Figura 7.27 à Figura 7.32 gráficos com a evolução dos caudais provenientes da precipitação e os caudais produzidos que afluíram à ETL e a correlação estabelecida entre estes, no ano de 1996.

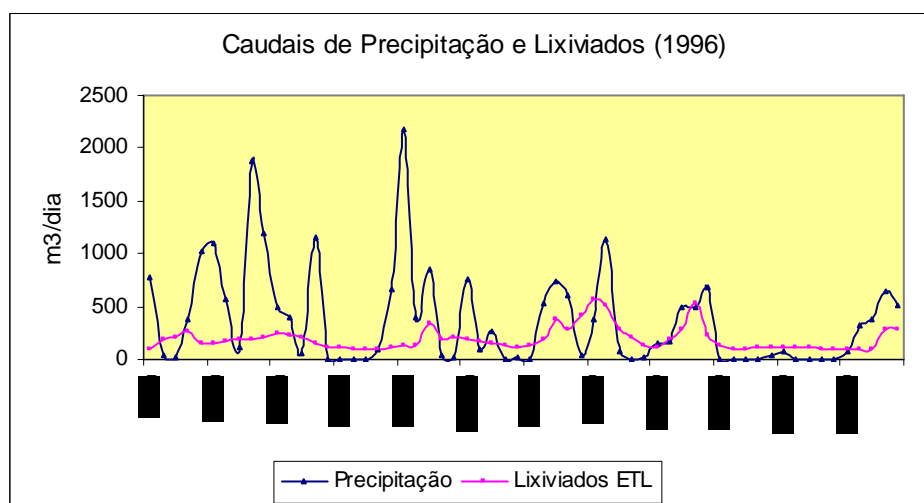


Figura 7.27 - Caudais contributivos da precipitação e de lixiviados na ETL (1996)

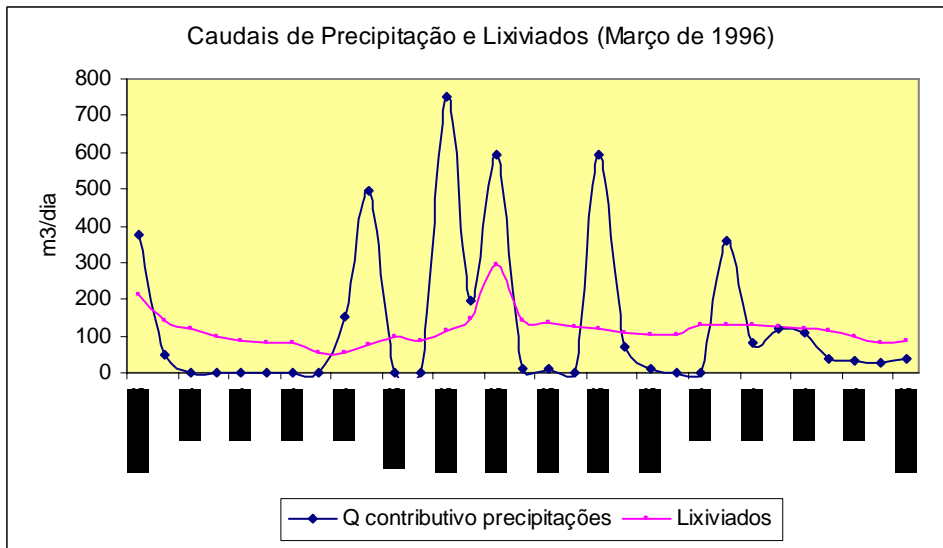


Figura 7.28 – Gráficos com caudais contributivos da precipitação e de lixiviados (Março 1996)

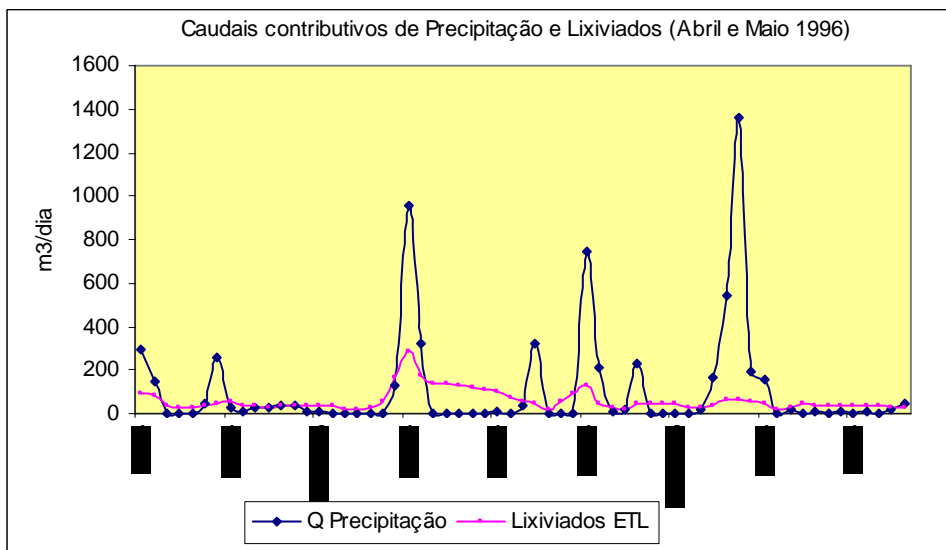


Figura 7.29 – Gráficos com caudais contributivos da precipitação e de lixiviados (Abril e Maio 1996)

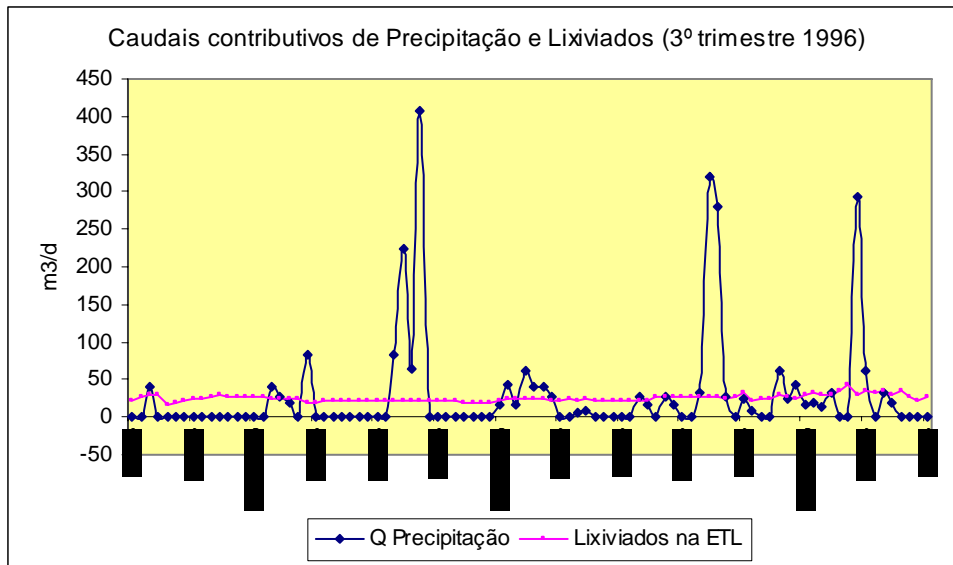


Figura 7.30 – Caudais contributivos de precipitação e de lixiviados (Junho-Agosto)

Apresenta-se na Figura 7.31 a evolução dos caudais acumulados de lixiviados que deram entrada na ETL e os valores obtidos através do modelo desenvolvido para a previsão do biogás e lixiviados, que se apresenta em 7.3, entrando com as quantidades de RSU depositadas no AS, a pluviosidade, a evapotranspiração, entre outros dados, como se pode ver adiante.

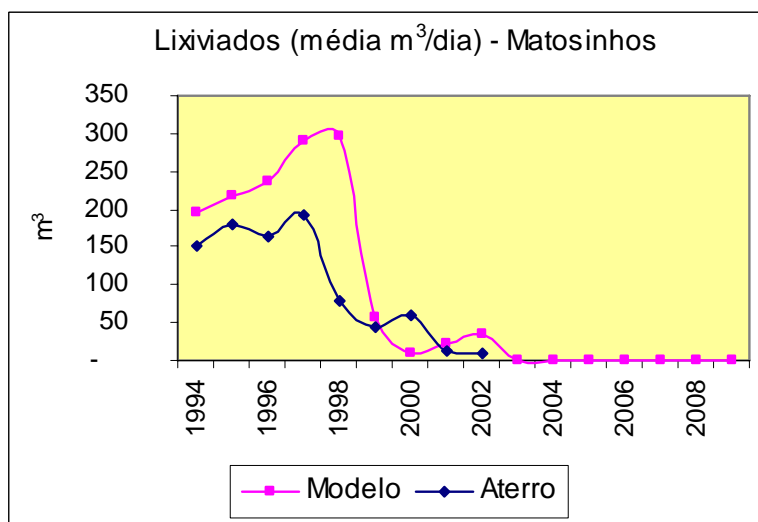


Figura 7.31 – Lixiviados na ETL. Valores de campo e do modelo proposto

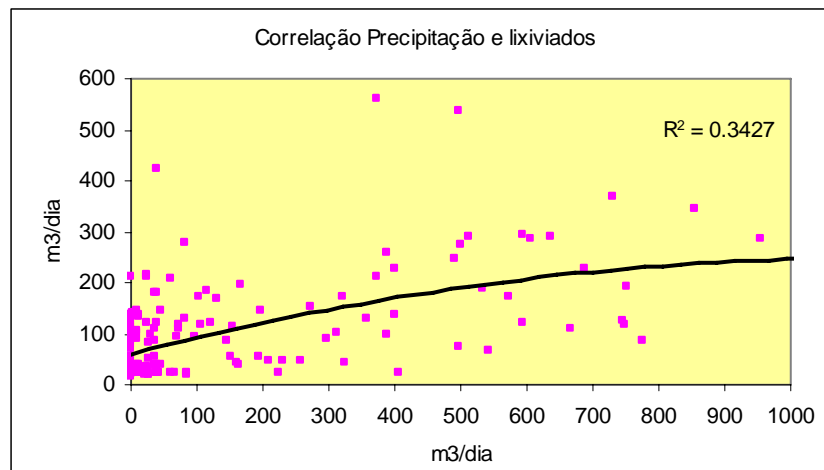


Figura 7.32 – Correlação entre caudais de precipitação e de lixiviados

Como se pode observar pelo gráfico da Figura 7.32, a correlação que se estabelece entre o caudal dos lixiviados que são drenados do aterro e o caudal contributivo proveniente da precipitação sobre este é de forma positiva, apesar de não ser pronunciado, porque outros factores intervêm na formação do lixiviado, com destaque para o efeito da massa de resíduos e a capacidade de campo, dependentes directamente da composição dos RSU, da temperatura ambiente e da humidade relativa do ar.

7.2.2 Resultados experimentais

A avaliação da eficiência da tratabilidade dos lixiviados foi aferida através da sua caracterização nos seguintes cenários na ETL-piloto:

- Arejamento superficial em 4 esquemas de montagem: (i) lagoas em série; (ii) lagoas em série intercaladas com um filtro biológico; (iii) lagoas em série e 2 lagoas de maturação em paralelo; e (iv) lagoas em série com introdução de oxigénio e inoculação com lamas activadas de uma ETAR urbana.

Os resultados experimentais foram obtidos na entrada e na saída da ETL-piloto e são apresentados em tabelas e em gráficos.

Paralelamente às experiências na ETL piloto, também se realizaram avaliações da eficiência da tratabilidade dos lixiviados nos seguintes cenários na ETL:

- Arejamento superficial por meio de 3 arejadores flutuantes de 4.5 KVA, como fase de arranque do programa de arejamento, durante 3 meses.
- Idem, com fixação do tempo de arejamento superficial em 16 horas diárias, durante 6 meses.
- Arejamento através de difusão de oxigénio puro em toda a massa líquida e com inoculação de lamas de uma ETAR urbana, durante 12 meses.
- Arejamento superficial com os 3 arejadores flutuantes durante 24 meses.

Os resultados experimentais foram obtidos na entrada e na saída da ETL e, apenas por uma vez, após inoculação com lamas activadas da ETAR urbana, no interior da lagoa com vista à obtenção de resultados da dinâmica biológica da população microbiana da Lagoa.

7.2.3 Resultados experimentais obtidos na ETL-piloto

Para que se pudesse estabelecer comparabilidade, o lixiviado que afluía à ETL foi utilizado na ETL-piloto, sendo bombeado à razão de 4.5 L/h em regime contínuo. Da Tabela 7.19 à Tabela 7.22, apresentam-se os valores médios de um conjunto de parâmetros de avaliação do funcionamento da ETL-piloto (nos anos de 1999-2000) segundo os cenários experimentais estabelecidos. Na Figura 7.33 apresentam-se gráficos com eficiências médias observadas na remoção de CBO₅, CQO, SST, ST, fosfatos, Cloretos, NH₄-N, N-kj, Fe, alcalinidade, Cr, cobre, fenóis, Hg, Pb, e Ni.

Tabela 7.19 – Resultados analíticos do 1º semestre de 1999 na ETL-piloto. Série de lagoas com arejamento superficial

Parâmetro	Unid	Janeiro 1999		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH, 25° C (Sorensen)		7.9	8.2	8.0	7.7	7.8	8.1	7.9	8.2	7.8	8.2	7.6	8.2
Condutividade	mS/cm	8.08	8.12	5.25	6.34	6.19	5.05	7.23	4	5.38	4.12	6.81	4.63
Temperatura	° C	16	15.7	19.3	19.7	18.8	18.7	19.8	19.9	20.2	21.0	22.3	22.7
P Redox	mV	-70.3	-86.4	-80.1	-66.6	-73.7	-83.8	-70.5	-87.6	-70.9	-90.0	-57.5	-90.2
CQO	mg / l	1653	1053	1503	1053	3013	2580	1113	713	673	237	960	440
CBO ₅	mg / l	302	280	403	356	454	164	281	94	204	87	213	102
Oxidabilidade	mg / l	295	201	300	218	272	202	115	45	100	61	202	60
Fenóis	µg / L	68	21	61	21	60	21	55	23	54	7	57	26
SST	mg / l	385	173	103	34	250	76	66	44	47	44	57	49
SSV	mg / l	240	105	50	16	128	62	40	23	35	26	36	23
ST	mg / l	3675	2146	3645	2176	2763	2480	3450	2385	2700	2495	3165	2487
STV	mg / l	3555	302	3550	180	1417	640	920	708	590	560	575	510
Ferro	mg / l	59.0	19	580.0	280.0	3300	900	1700	1200	174	163	440	180
Fosfatos	mg / l	120	77	42	18	3900	1200	940	760	5	2	520	410
Cloretos	mg / l	1941	1688	1794	1678	1003	876	850	535	878	605	889	705
Alcalinidade	mg / l	281	270	290	230	270	43	360	150	2.44	1.28	3800	1600
N-NH ₄	mg / l	1740	304	1725	301	599	302	703	277	645	332	699	296
NKj	mg / l	1975	363	1925	355	915	359	1178	305	855	384	861	330
Norg	mg / l	235	59	200	54	316	57	475	28	210	52	162	34
Arsênio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	102	50	73	85
Cádmio	µg / L	25	25	28	27	25	487	25	25	537	25	25	25
Crômio Total	µg / L	78	60	80	52	67	70	105	52	81	52	86	59
Cobre	µg / L	32	25	29	27	41	41	33	25	33	25	25	25
Mercúrio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Chumbo	µg / L	38	38	38	38	38	38	38	38	38	38	832	38
Selênio	µg / L	25	25	25	27	25	32	25	25	25	25	25	25
Zinco	µg / L	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Níquel	µg / L	50	39	62	41	50	50	44	38	38	38	43	38
CBO/CQO		0.18		0.27		0.15		0.25		0.30		0.22	

Tabela 7.20 - Resultados analíticos do 2º semestre de 1999 na ETL-piloto. Série de lagoas intercaladas com um biofiltro

Parâmetro	Unid	Julho 1999		Agosto		Setembro		Outubro		Novembro		Dezembro	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH, 25° C (Sorensen)		7.6	8.1	7.1	7	7.3	7.1	7.7	7.9	8	8	7.9	8.2
Condutividade	mS/cm	26.4	6.9	17.8	7.5	19.7	7.4	24.3	7.7	11.5	6	11.4	5.7
Temperatura	° C	22.2	22.3	20.2	20.1	20.9	21.1	21	20	20	20	8.5	19
P Redox	mV	-52.4	-80.5	-61.7	-98.4	-50.1	-84.2	-61.9	-72.2	-60.9	-70.4	-70.9	-88.1
CQO	mg / l	1489	344	1470	648	4800	1350	4870	1330	1370	570	1470	410
CBO ₅	mg / l	215	70	322	194	1920	815	2920	800	415	175	405	210
Oxidabilidade	mg / l	205	61	271	208	207	61	208	61	253	184	197	88
Fenois	µg / L	74	20	73	21	32.1	18.3	103	39	68	19	63.8	5.6
SST	mg / l	224	97	222	102	246	88	177	118	97	74	92	48
SSV	mg / l	85	69	80	69	102	65	271	60	33	28	68	42
ST	mg / l	3160	2478	3420	2470	3730	2450	9920	5120	2920	1280	5040	2970
STV	mg / l	540	420	455	18	490	493	2140	1420	229	12	1330	980
Ferro	mg / l	1798	1430	5470	4920	8100	4600	1200	450	4930	3200	208	79.0
Fosfatos	mg / l	15	8	12	5	15	12	13.0	4	710	100	212	60
Cloretos	mg / l	912	691	2070	1030	2560	1070	2240	1080	1040	920	2710	960
Alcalinidade	mg / l	1733	208	105	60	1232	160	1254	750	1100	690	5800	490
N-NH ₄	mg / l	899	282	701	268	769	274	797	280	898	172	860	205
NKj	mg / l	1593	347	1580	280	1105	402	986	387	1060	214	960	338
Norg	mg / l	694	65	879	12	336	128	189	107	162	42	146	133
Arsénio	µg / L	148	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Cádmio	µg / L	25	25	34	34	34	29	39	25	49	39	32	31
Crômio Total	µg / L	318	94	89	42	89	64	76	40	70	25	42	39
Cobre	µg / L	28	25	32	26	32	25	27	25	50	27	25	25
Mercúrio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Chumbo	µg / L	38	38	38	38	38	38	38	38	38	38	39	38
Selénio	µg / L	26	25	25	25	25	28	25	25	28	25	25	25
Zinco	µg / L	102	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Níquel	µg / L	58	38	42	39	42	38	42	39	41	38	39	38
CBO/CQO		0.14		0.22		0.40		0.60		0.30		0.28	

Tabela 7.21 - Resultados analíticos do 1º semestre de 2000 na ETL-piloto com oxigênio puro.

Parâmetro	Unid	Janeiro 2000		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH, 25° C (Sorensen)		7.2	7.7	7.0	7	7.4	7.1	7.3	7.3	8	8	7.9	8.1
Condutividade	mS/cm	25.1	6.6	16.9	7.1	18.7	7.0	23.1	7.4	10.9	6	10.8	5.4
Temperatura	° C	21.1	21.2	19.2	19.1	19.9	20.0	20	21	19	19	8.1	18
P Redox	mV	-60	-76	-59	-83	-58	-79	-59	-83	-60	-68	-63	-74
CQO	mg / l	1415	312	1397	516	4560	1483	4087	1875	1302	423	1397	332
CBO ₅	mg / l	436	167	461	170	1824	536	980	422	433	177	385	184
Oxidabilidade	mg / l	195	58	257	198	197	58	198	61	240	175	187	84
Fenois	µg / L	70	19	69	20	30.5	17.4	98	18	65	18	60.6	5.3
SST	mg / l	213	92	211	97	234	84	168	88	92	70	87	46
SSV	mg / l	81	66	76	66	97	62	257	65	31	27	65	40
ST	mg / l	3034	2379	3283	2371	3581	2352	9523	2450	2803	1229	4838	2851
STV	mg / l	518	403	437	17	470	473	2054	493	220	12	1277	941
Ferro	mg / l	1762	1401	5361	4822	7938	4508	4600	1706	4831	3136	204	77.4
Fosfatos	mg / l	14	7	12	5	14	12	12.5	12	682	96	204	58
Cloretos	mg / l	876	663	1987	989	2458	1027	2150	1037	998	883	2602	922
Alcalinidade	mg / l	1664	200	101	58	1183	154	1204	720	1056	662	5568	470
N-NH ₄	mg / l	863	271	673	257	738	263	765	269	862	165	826	197
NKj	mg / l	1466	319	1454	258	1518	258	1518	264	975	197	883	311
Norg	mg / l	666	62	844	12	846	6	819	7	156	40	96	128
Arsênio	µg / L	142	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
Cádmio	µg / L	24	24	33	33	33	28	37	24	47	37	31	30
Crômio Total	µg / L	305	90	85	40	85	61	73	38	67	24	40	37
Cobre	µg / L	27	24	31	25	31	24	26	24	28	26	24	24
Mercúrio	µg / L	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45
Chumbo	µg / L	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	37	36
Selênio	µg / L	25	24	24	24	24	27	24	24	27	24	24	24
Zinco	µg / L	98	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Níquel	µg / L	56	36	40	37	40	36	40	37	39	36	37	36
CBO/CQO		0.31		0.33		0.40		0.24		0.33		0.28	

Tabela 7.22 - Resultados analíticos do 2º semestre de 2000 na ETL-piloto.

ELEMENTOS	UN	Julho 2000		Agosto		Setembro		Outubro		Novembro		Dezembro	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH, 25° C (Sorensen)		8.0	8.7	7.8	8.3	7.6	8.2	7.6	8.2	7.6	8.2	7.8	8.3
Temperatura	°C	20	17	20	19	22	20	23	22	22	21	21	21
Cond Eléct	mS/cm	27	13	23	16	27	16	29	17	29	19	27	18
Potencial Redox	mV	-59	-96	-47	-77	-43	-81	-47	-84	-49	-85	-56	-85
CQO	mg / l	2901	2102	3102	2107	3769	2636	3167	2034	4901	2302	4168	2419
CBO ₅	mg / l	306	195	1135	303	1622	876	1125	347	1842	1031	452	388
Oxidabilidade	mg / l	985	726	1015	886	940	890	713	664	705	658	716	663
Fenois	µg / L	86.6	11.6	63.9	32.4	176	165	155	100	165.0	94	108	39
SST	mg / l	271	221	106	131	155	320	291	166	591	369	259	206
SSV	mg / l	127	113	54	72	71	150	151	139	311	289	131	110
ST	g / l	2 031	1 335	2 101	1 633	2 188	1 858	1 743	1 440	2 220	1 547	2 467	1 677
STV	g / l	333	312	356	286	444	421	460	234	432	386	491	294
Ferro	mg / l	1812	1431	5421	4856	7993	4540	4624	1718	4873	3158	639	310
Fosfatos	mg / l	103	46	124.1	93.4	73.4	52.9	14.8	11.6	24.3	8.3	25.9	12.5
Cloretos	mg / l	1941	1688	1704	1778	1003	876	850	535	878	605	889	705
Alcalinidade	mg / l	450	180	290	230	270	43	360	150	2	1	3800	1600
N-NH ₄	mg / l	1677	307	1725	301	602	304	711	278	654	324	699	296
N Kjeldahl	mg / l	1975	366	1925	355	915	359	1178	305	855	684	861	330
N Orgânico	mg / l	235	59	200	54	316	57	475	28		52	162	34
Arsénio	mg / l	148	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Cádmio	mg / l	25	25	34	34	34	29	39	25	49	39	32	31
Crómio Total	mg / l	318	94	89	42	89	64	76	40	70	25	42	39
Cobre	mg / l	28	25	32	26	32	25	27	25	48	28	25	25
Mercúrio	mg / l	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Chumbo	mg / l	38	38	38	38	40	40	38	38	38	38	38	38
Selénio	mg / l	26	25	25	25	25	28	25	25	28	25	25	25
Zinco	mg / l	102	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Níquel	mg / l	58	38	42	39	42	38	42	39	41	38	39	38
CBO/CQO		0.11		0.37		0.43		0.36		0.38		0.11	

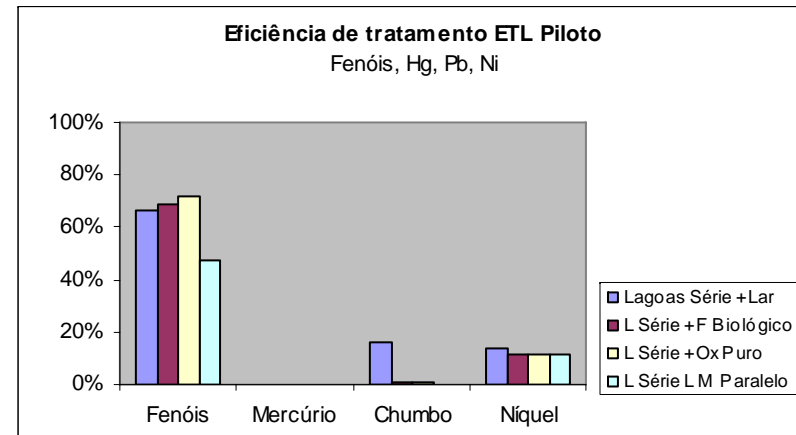
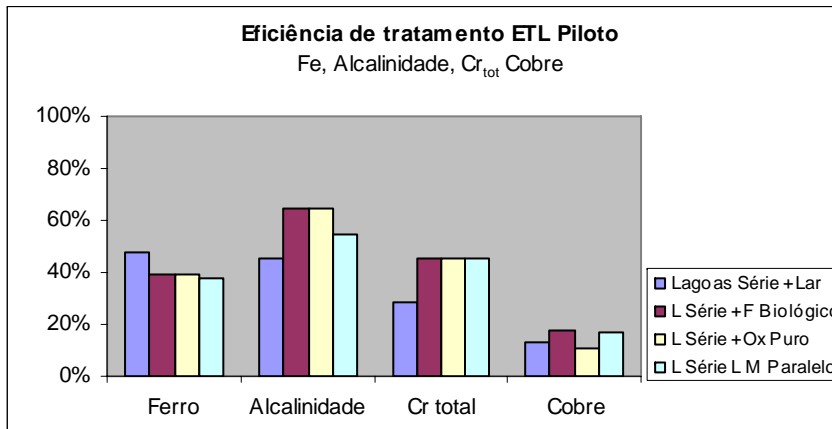
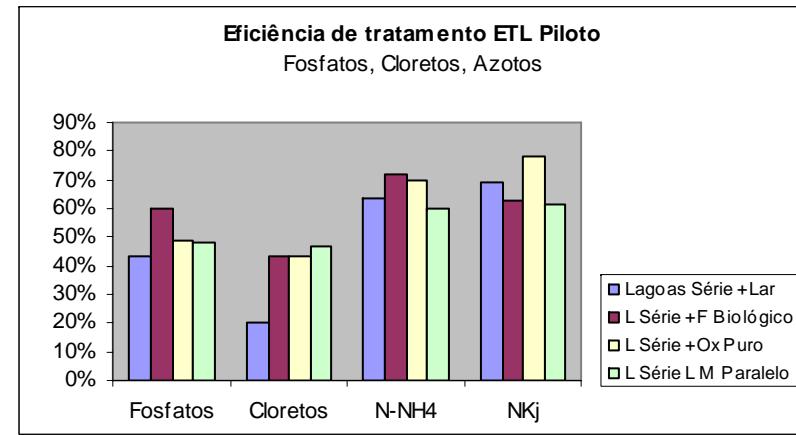
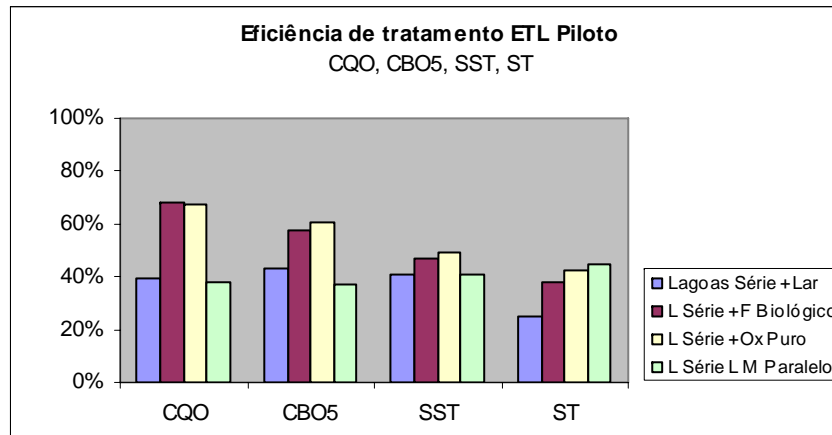


Figura 7.33 – Eficiência do tratamento de lixiviados na ETL-piloto para os 4 cenários experimentais.

Nos 4 cenários experimentais instalados na ETL-piloto para avaliação da eficiência do tratamento de lixiviados pode concluir-se que a remoção carbonácea é maior na modalidade de arejamento com oxigénio puro, com cerca de 60%. O mesmo acontece com a remoção de SST (49%), Azoto amoniacal e orgânico (78%), alcalinidade (64%) e fenóis (72%), devido à eficiência da difusão do oxigénio, comprovada pela medição do teor em oxigénio dissolvido, entre 0.5 e 2 mg/L, sempre superior ao promovido pelo arejamento superficial, algumas vezes próximo de zero. A modalidade de lagunagem em série com um filtro biológico apresenta maior eficiência na remoção de fosfatos (60%) e azoto amoniacal (72%). A modalidade de lagoas em série com 2 lagoas de maturação em paralelo apenas revelou uma eficiência média ligeiramente superior na remoção de ST, de 45 e 47%, respectivamente. Em termos médios, a modalidade de lagunagem em série, apenas apresentou uma ligeira maior eficiência na remoção de ferro (45%). Apresenta-se na Figura 7.34 as eficiências médias observadas nos 4 cenários experimentais.

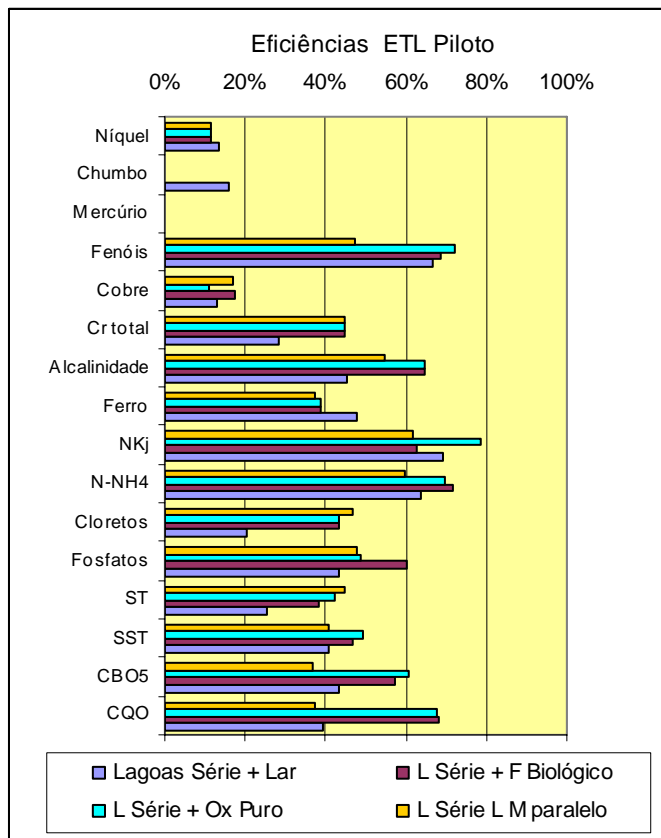


Figura 7.34 – Eficiência global da ETL-piloto em diversos parâmetros

Os valores da CQO e da CBO₅ variam sazonalmente, apresentando umas vezes características de lixiviados de aterros recentes e outras de aterros velhos, dada a especificidade deste AS, que

recebe os lixiviados provenientes da célula velha e dos novos alvéolos. Como se pode constatar pela Figura 7.34 a eficiência na maioria dos parâmetros está abaixo dos 50%. Mesmo as maiores eficiências observadas, como é o caso da remoção da poluição carbonácea e do azoto, não são suficientes para cumprir com as concentrações de descarga no meio hídrico permitidas pela legislação, em especial enquanto o aterro é jovem (menos de 10 anos), dado que, em especial, os valores da CBO₅ e da CQO são elevados (4000 a 8000 mg/L). A remoção de sólidos entre 25 e 50% é muito baixa, sobretudo devido à existência de substâncias coloidais e taninos, que determina a característica cor acastanhada do lixiviado.

Apresenta-se na Figura 7.35 um gráfico com a relação média CBO₅/CQO, que varia em média entre 0.05 e 0.4, com exceção de duas situações acima de 0.4 e inferiores a 0.60, que caracterizam o carácter refractário e heterogéneo do lixiviado e a justificação da sua dificuldade de tratamento por via biológica.

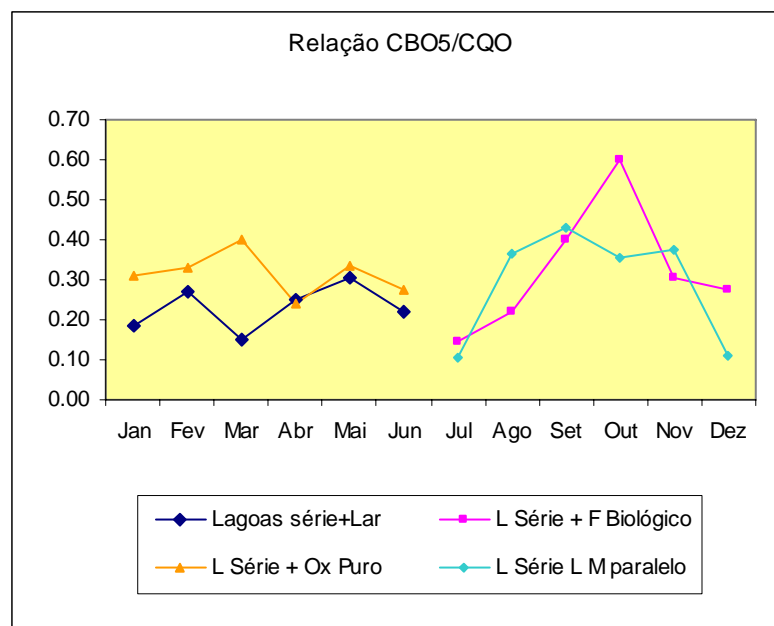


Figura 7.35 – Relação CBO₅/CQO nos 4 cenários experimentais

Com efeito, valores inferiores a 0.20 indiciam que os elementos orgânicos disponíveis não são biodegradáveis, enquanto que acima de 0.60 podem considerar-se biodegradáveis. Por outro lado, o teor de fenóis indica que a remoção biológica é relativamente baixa.

As concentrações de azoto, sob a forma amoniacal e orgânica, são elevadas, ao contrário de P, que é deficitária, como se pode constatar através da relação $\text{CBO}_5:\text{N}:\text{P}$ que se situa no intervalo 100:200:1 a 100:730:1, muito diferente do convencional 100:5:1 para tratamentos biológicos. O consumo do azoto está associado à actividade microbiana, em especial o azoto amoniacal, e a processos de desnitrificação estabelecidos. A eficiência de remoção ronda os 60%, genericamente superior à eficiência da maior parte dos parâmetros, como já se pode verificar.

Os valores do pH situaram-se sempre entre a neutralidade e leve alcalinidade. Os fosfatos cobrem os valores reportados na literatura, designadamente Tchobanoglous *et al.*,(1993), com a particularidade deste autor apresentar valores maiores para aterros recentes, ao contrário de Attewell (1995) que refere dados do UK Department of the Environment de 1986, que são no sentido contrário, ou seja, menores valores para aterros recentes e maiores para aterros mais antigos. O mesmo acontece com os cloretos, que aumentam com a idade do aterro. No presente caso não se confirmaram os dados reportados por Attewell, pois tanto os fosfatos como os cloretos reduziram com a idade do aterro, confirmando as constatações de Tchobanoglous. Apresentam-se na Figura 7.36 os valores observados na relação $\text{CaCO}_3/\text{N-Kj}$, para os 4 cenários experimentais, onde se pode constatar que maioritariamente se situam abaixo de 3, quando é recomendável, pelo menos, 6 (Albers e Mannerich, 1986).

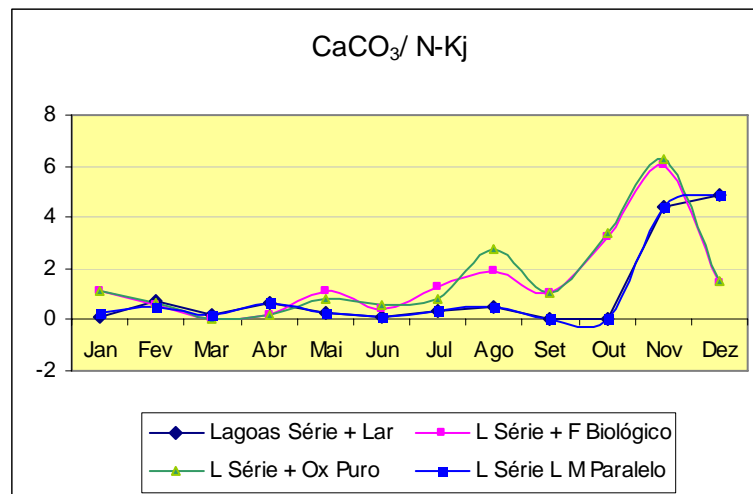


Figura 7.36 – Relação $\text{CaCO}_3/\text{N-Kj}$

Os ST e SST revelam, em parte, o funcionamento do próprio aterro sob o ponto de vista do arraste de partículas desde a rede de drenagem, à bacia de recepção dos lixiviados à lagoa, uma vez que as amostras foram tomadas no canal medidor. Algumas amostras revelaram altos teores de sólidos, correspondentes a períodos de grande pluviosidade e de necessidade de drenagem através dos poços de desgaseificação instalados no AS, devido à colmatção da rede de drenagem do fundo do alvéolo. Para tal, procedia-se à bombagem para os poços da rede de drenagem que ainda funcionavam, carreando um caudal sólido superior ao que em condições normais seria transportado para a ETL.

Apresentam-se nos gráficos da Figura 7.37 a oxidabilidade e a concentração de fenóis, em ambos os casos à entrada e à saída da ETL-piloto, durante o ano de 1999, em que no 1º semestre funcionou como série de lagoas e no 2º semestre foi intercalado um filtro biológico. Na Figura 7.38 apresenta-se a evolução da concentração de sólidos, para a mesma configuração descrita.

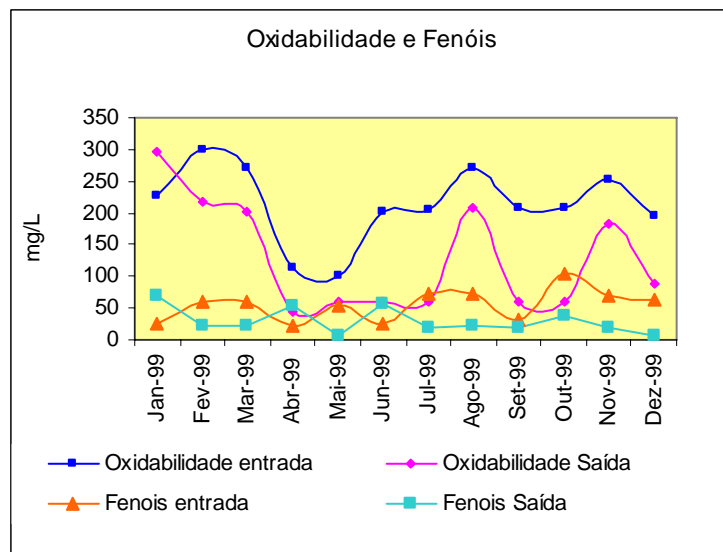


Figura 7.37 – Oxidabilidade e fenóis

Pode verificar-se pelo gráfico da Figura 7.37 que o comportamento dos parâmetros oxidabilidade e fenóis é similar em ambas modalidades de tratamento, com flutuação na eficiência de remoção, embora apresentando maior eficiência no 2º semestre.

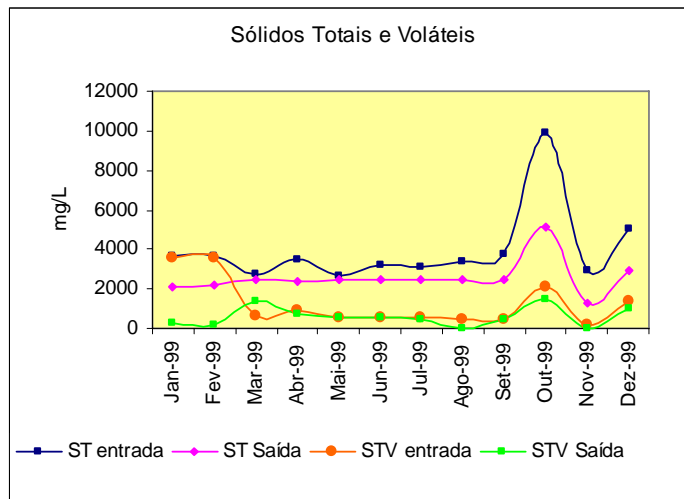


Figura 7.38 – Teor de sólidos totais e voláteis

Para os sólidos totais e sólidos totais voláteis (Figura 7.38) pode constatar-se que há menos flutuação dos resultados com exceção do mês de Outubro, que apresentou picos, coincidentes com bombagens de poços do biogás (que têm servido de “buffer” em períodos de maior pluviosidade ou de concentração de lixiviados que não são drenados em algumas zonas do AS). No entanto, também aqui se verificou que a eficiência média foi ligeiramente superior cerca de 13% com o Filtro Biológico intercalado. Na Figura 7.39 apresenta-se a evolução dos cloretos e da alcalinidade durante 1999 e na Figura 7.40 a condutividade e a oxidabilidade para a mesma configuração.

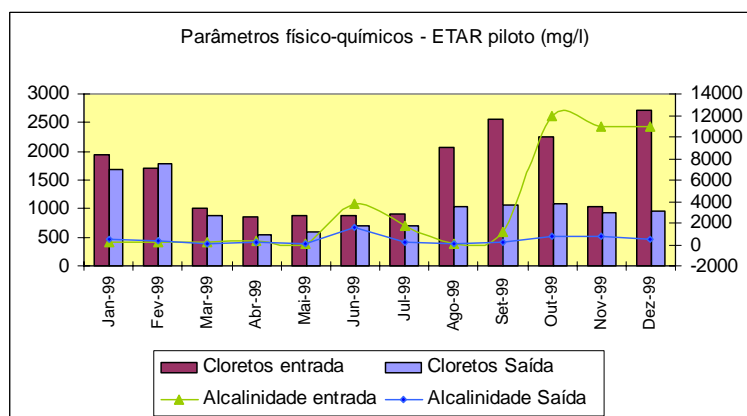


Figura 7.39 – Alcalinidade e teor de cloretos na ETL-piloto (1999)

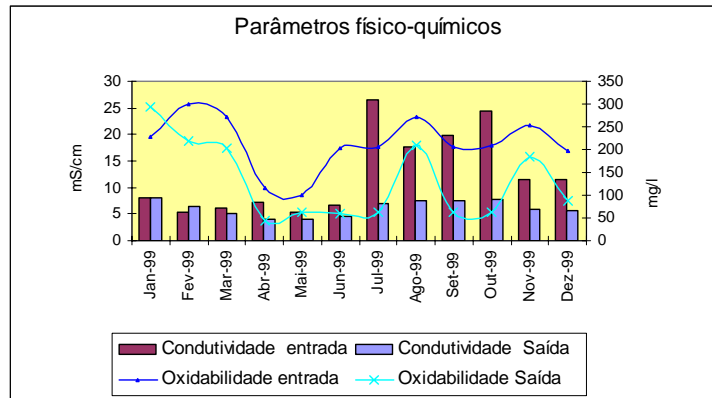


Figura 7.40 – Condutividade e Oxidabilidade na ETL-piloto (1999)

A alcalinidade, que era suposto diminuir ao longo do sistema de tratamento, apresentou uma diminuição muito ténue nos 5 primeiros meses, ao passo que no último período experimental apresenta uma forte diminuição com aumento da eficiência. Com efeito, na modalidade de lagoas em série, a eficiência média foi de 45% e, no 2º semestre, a eficiência foi de 64%, correspondente à intercalação do Filtro Biológico e à época de maiores afluências de lixiviados associada à precipitação de carbonatos arrastados pelo sistema de drenagem e de bombagem. A eficiência na remoção dos cloretos também foi maior no 2º semestre em mais de 50% que no 1º semestre (20 para 43%).

Apresenta-se no gráfico da Figura 7.41 a evolução do pH e da condutividade evidenciando, grande aproximação nos 2 semestres experimentais, com elevação da condutividade à entrada da ETL-piloto, no 2º semestre.

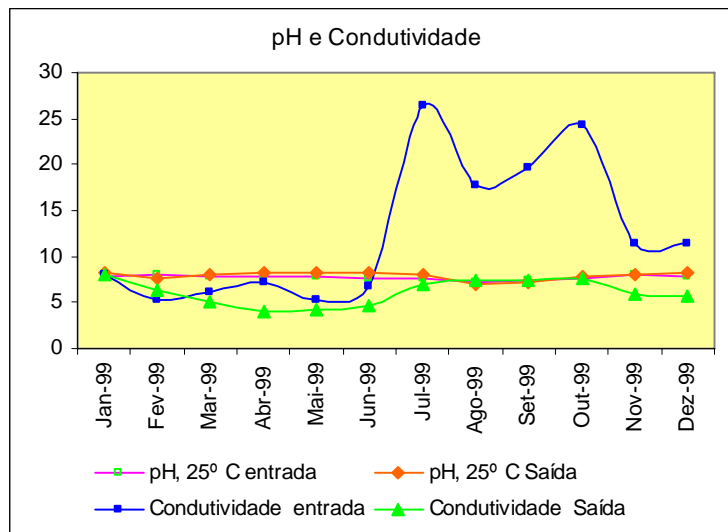


Figura 7.41 – pH e Condutividade na ETL-piloto (1999)

De facto, o *pH* nos 4 cenários experimentais manteve-se praticamente constante, com a variação a situar-se entre 7.1 e 8.0, portanto, numa faixa neutra a levemente alcalina. A condutividade corresponde à mineralização das águas, é uma medida dos iões livres, com capacidade de promover precipitados de iões dissolvidos no meio, em complexos essencialmente orgânicos, como sugere a diferença entre os valores de entrada e saída, com evidência para os resultados do 2º semestre de 1999 (Figura 7.41).

7.2.4 Resultados experimentais obtidos na ETL

O arejamento da ETL é promovido por 3 arejadores de superfície de 4.5 KVA, tendo-se estudado diversos períodos de arejamento e rotatividade de funcionamento da lagoa, criando-se zonas da lagoa sem arejamento para promoção da nitrificação e desnitrificação. Foi utilizado oxigénio puro por difusão para comparação da eficiência biológica e económica de fontes de suprimento de oxigénio. Apresentam-se na Tabela 7.23 os resultados da fase de arranque da fase experimental com a caracterização do lixiviado à entrada e à saída da ETL comparando-os com intervalos de valores obtidos em diferentes referências bibliográficas (Tchobanoglous *et al.*, 1993; Pohland, 1991; Bagchi, 1990; Ehrig, 1989; Lema *et al.*, 1988). A evolução média mensal de diversos parâmetros físicos, físico-químicos e químicos observados nos lixiviados que afluíram à ETL estão apresentados nas Tabelas 7.24 a 7.30. As eficiências constatadas na

remoção dos mais importantes parâmetros analisados nos 5 cenários experimentais são apresentadas em gráficos da Figura 7.42.

Tabela 7.23 Caracterização dos lixiviados na ETL na fase de arranque (1997) e valores da literatura

Parâmetros	UN	Setembro 1997		Novembro 1997		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		6.2	7.2	6.7	6.8	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	16.1	16.8	16.4	16.9			
CQO	mg / l	7 206	1 621	8 599	2 936	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	4 880	1 430	5 618	2 177	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
SST	mg / l	425	32	980	920	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	215	19	715	665	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	11 630	949	8 609	4 269	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	2 750	168	3 392	1 756			
N Kjeldahl	mg / l	1 668	99	1 136	371	20 - 1600	400	100 - 160
N-NH ₄	mg / l	1 564	81	891	286	10 - 800	200	20 - 40
N Orgânico	mg / l	104	18	245	85	10 - 800	200	80 - 120
Cádmio	mg / l	0.010		0.027	0.023	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	mg / l	0.029		0.135	0.082	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cobre	mg / l	0.212		0.192	0.083	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Níquel	mg / l	0.116		0.248	0.164	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
Chumbo	mg / l	0.139	0.008	0.208	0.177	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Zinco	mg / l	0.410	0.002	0.936	0.635	1 - 170	50	0.37 - 10
CBO/CQO		0.68		0.65		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

São apresentados e discutidos os resultados da campanha de avaliação do comportamento de diversos parâmetros físico-químicos e microbianos na lagoa arejada (ETL), de noite e de dia, à superfície e em profundidade, que evidenciam a dinâmica evolutiva desde a entrada à saída da lagoa, com observação de dois pontos intermédios, quando a lagoa funcionou com arejamento por difusão de oxigénio puro. Os resultados apresentados na Tabela 7.23 mostram que as cargas orgânicas do lixiviado são elevadas, característica de lixiviados de aterros recentes. A relação CBO₅/CQO é superior a 0.60, sugerindo adequabilidade de tratamento ao processo biológico representado pela lagoa arejada que constitui a ETL do AS. Com efeito, a eficiência de remoção da CBO₅ variou entre 71 e 61%, enquanto a da CQO variou entre 78 e 66%. A eficiência de remoção dos ST foi de 92% em Setembro e apenas de 50% em Novembro. A remoção de azoto amoniacal e orgânico variou entre 95 e 68%. Estes valores preliminares evidenciam a dificuldade de gestão deste tipo de emissão devido às cargas presentes e à sua variabilidade. De facto, lixiviados com cargas médias de CBO₅ da ordem de 5000 mg/L para poderem ser descarregados no meio hídrico teriam que ser tratados num sistema que garantisse eficiência superior a 99.5%, muito distante do melhor obtido nos sucessivos cenários experimentados.

Tabela 7.24 - Resultados analíticos referentes à 1ª série experimental com arejamento superficial e valores da literatura.

Parâmetros	UN	Março 1998		Abril		Maio		Junho		Julho		Agosto		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		8.31	8.45	8.40	8.23	8.59	8.46	8.16	8.43	8.67	8.40	8.43	8.23	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	17.1	16.8	17.7	17.4	19.8	19.3	19.3	19.1	22.0	21.8	23.4	23.3			
Cond Eléct	mS/cm	21.2	6.7	14.4	5.0	21.2	6.9	22.9	7.85	27.6	9.2	26.2	12.8			
Potencial Redox	mV	-84.7	-108.8	-102.5	-85.0	-71.9	-100.8	-73.0	-99.5	-70.2	-98.4	-57.2	-85.5			
CQO	mg / l	3100	1863	3666	2 230	4521	1860	4302	1572	3746	1210	4233	2430	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	1460	439	1240	277	1425	366	1453	321	896	274	1458	433	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	748	314	514	236	568	214	1619	226	808	775	833	414			
Fenois	µg / L	422	19	416	20	103	16	67	37	53	22	28	18			
SST	mg / l	280	230	296	175	133	79	136	86	353	188	292	277	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	146	174	156	127	74	46	58	51	229	70	117	201	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	9531	2942	6211	2946	8103	2512	8976	3501	10459	4451	10005	5839	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	3437	1811	1535	796	3671	1343	1724	804	2098	1099	2831	1765			
Fosfatos	mg / l	84.1	25.1	10.1	5.3	43	15	51.4	14.5	3.5	0.6	3.1	2.9	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	2467	889	1870	1721	2513	753	3431	1366	3693	1527	2877	1989	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	8573	2316	4905	2302	780	216	9473	2782	1138	310	816	357	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
N Kjeldahl	mg / l	2178	731	1351	717	1688	735	2630	750	3100	875	2424	1139	20 - 1600	400	100 - 160
N-NH ₄	mg / l	2101	555	1095	515	73	50	2194	622	2594	689	2243	833	10 - 800	200	20 - 40
N Orgânico	mg / l	77	176	256	202	1615	685	436	128	506	186	181	306	10 - 800	200	80 - 120
Cádmio	mg / l	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	mg / l	0.12	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.12	0.02	0.19	0.05	0.51	0.19	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cálcio	mg / l	76	65	66	89	64	55	87	63	51	42	91	73			
Potássio	mg / l	622	424	508	322	630	310	560	322	771	520	432	219	295 - 610	450	40
Cobre	mg / l	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Ferro	mg / l	106.8	66.0	312	116.4	192	69.6	204	84.0	204	108.0	180	132	50 - 1 200	60	20 - 200
Níquel	mg / l	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.100	0.003	0.107	0.003	0.395	0.156	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
Chumbo	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Zinco	mg / l	0.176	0.041	0.220	0.017	0.134	0.052	0.223	0.193	0.144	0.141	0.304	0.114	1 - 170	50	0.37 - 10
CBO/CQO		0.47		0.34		0.32		0.34		0.24		0.34		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

Tabela 7.25 – Resultados analíticos referentes ao 1º semestre de 1999. Arejamento superficial e valores da literatura

Parâmetros	UN	Janeiro 1999		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		8.03	8.45	8.48	8.23	8.02	8.46	8.06	8.43	7.10	8.40	7.83	8.23	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	16.2	15.1	17.7	16.1	19.8	16.3	19.3	18.2	22.0	19.0	23.4	23.3			
Cond Eléct	mS/cm	21.7	6.7	12.5	5.0	21.2	6.9	22.9	7.85	27.6	9.2	26.2	12.8			
Potencial Redox	mV	-84.7	-108.8	-102.5	-85.0	-71.9	-100.8	-73.0	-99.5	-70.2	-98.4	-57.2	-85.5			
CQO	mg / l	1553	616	1233	1050	2300	835	2367	633	3033	967	1566	1100	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	435	285	563	224	425	221	426	193	425	230	433	321	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	747	312	511	235	565	212	1618	228	809	774	836	413			
Fenóis	µg / L	420.3	16.9	413.9	17.7	101	13.84	65.2	34.8	51.2	20.3	25.5	16.3			
SST	mg / l	278	228	295	173	130	78	133	84	352	190	293	276	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	145	173	155	128	73	45	56	48	228	67	115	200	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	9530	2940	6208	2945	8100	2510	8975	3503	10460	4450	10008	5838	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	3440	1810	1533	793	3670	1340	1722	803	2100	1100	2830	1768			
Fosfatos	mg / l	85.1	26.1	11.1	6.3	44	16	52.4	15.5	4.5	1.6	4.1	3.9	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	2245	864	1769	1610	2435	714	3266	1488	3440	1724	2880	1822	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	8270	2230	4853	2345	790	342	8380	2645	1237	624	1124	567	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
N Kjeldahl	mg / l	2276	736	1438	721	181	155	2431	897	3104	981	2514	1347	20 - 1600	400	100 - 160
N-NH ₄	mg / l	2041	233	1094	526	98	68	2209	621	2693	687	2140	839	10 - 800	200	20 - 40
N Orgânico	mg / l	235	503	344	195	83	87	222	276	411	294	374	508	10 - 800	200	80 - 120
Arsénio	mg / l	1.88	1.33	1.46	1.16	1.60	1.07	1.22	0.61	0.74	0.52	1.24	0.51			
Cádmio	mg / l	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	mg / l	0.121	0.020	0.02	0.02	0.040	0.020	0.257	0.020	0.192	0.046	0.509	0.187	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cálcio	mg / l	74	66	65	87	59	0	93	67	47	59	98	71			
Potássio	mg / l	2661	503	1316	508	2281	630	2956	844	1771	1100	4323	2192	295 - 610	450	40
Cobre	mg / l	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Ferro	mg / l	8.9	5.5	26	9.7	16	5.8	17	7.0	17	9.0	15	11	50 - 1 200	60	20 - 200
Mercúrio	mg / l	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.0102	0.009			
Níquel	mg / l	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.100	0.003	0.107	0.003	0.395	0.156	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
Chumbo	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Selénio	mg / l	1.099	0.814	0.944	0.706	0.820	0.632	0.306	0.167	0.246	0.196	0.580	0.297			
Zinco	mg / l	0.222	0.045	0.232	0.020	0.167	0.061	0.318	0.275	0.166	0.162	0.607	0.127	1 - 170	50	0.37 - 10
CBO/CQO		0.28		0.46		0.18		0.18		0.14		0.28		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

Tabela 7.26 - Resultados analíticos referentes ao 2º semestre de 1999. Arejamento superficial e valores da literatura.

Parâmetros	UN	Julho 1999		Agosto		Setembro		Outubro		Novembro		Dezembro		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		7.98	8.65	7.81	8.29	7.55	8.17	7.60	8.20	7.62	8.23	7.80	8.27	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	19.6	17.9	19.9	17.5	22.4	20.3	21.7	21.2	20.7	19.8	20.2	19.5			
Cond Eléct	mS/cm	25.9	13.0	22.3	14.9	27.2	16.3	28.4	17.3	28.7	17.4	26.7	16.9			
Potencial Redox	mV	-60.0	-98.4	-48.7	-78.5	-45	-83	-49	-85.0	-50	-87.0	-57.2	-85.5			
CQO	mg / l	2900	2100	3100	2105	3767	2634	3165	2033	4900	2300	4167	2418	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	304	192	1133	300	2009	1419	1123	346	2650	1029	449	387	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	984	724	1013	885	938	889	710	663	704	657	715	662			
Fenóis	µg / L	83.6	10.6	62.9	29.4	175	163	153	99	164.0	93	106	37			
SST	mg / l	270	220	129	103	318	153	288	165	590	368	258	205	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	125	113	51	70	70	148	148	138	310	288	130	108	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	10153	6675	10503	8165	10940	9290	8710	7200	11100	7735	12335	8385	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	2115	1335	2555	1860	2440	2210	1595	1335	2855	2320	2910	1935			
Fosfatos	mg / l	100	43	120.1	89.4	69.4	48.9	11.8	8.6	23.3	6.3	23.9	11.5	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	1722	1478	3440	2340	3230	3130	2166	1956	3266	2272	3675	2095	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	840	364	828	423	8500	4780	1544	374	1274	306	115	30	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
N Kjeldahl	mg / l	2832	953	2843	1147	3079	1363	2152	758	2149	730	2147	739	20 - 1600	400	100 - 160
N-NH ₄	mg / l	2280	787	2352	1006	2441	1167	1757	705	1786	700	1772	672	10 - 800	200	20 - 40
N Orgânico	mg / l	552	166	491	141	638	196	395	53	363	30	375	67	10 - 800	200	80 - 120
Arsénio	mg / l	0.390	0.445	0.400	0.470	0.325	0.500	0.313	0.716	0.384	0.285	0.407	0.237			
Cádmio	mg / l	0.07	0.05	0.09	0.05	0.11	0.05	0.03	0.05	0.08	0.05	0.17	0.05	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	mg / l	0.541	0.119	0.330	0.162	0.471	0.176	0.346	0.152	0.397	0.114	0.229	0.137	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cálcio	mg / l	38.16	25.52	45.64	48.82	44.44	27.67	97.06	71.94	44.03	45.26	60.03	33.83			
Potássio	mg / l	3588	2063	3666	2779	3681	3364	3205	1549	3409	2800	4810	1168	295 - 610	450	40
Cobre	mg / l	0.060	0.030	0.090	0.030	0.030	0.010	0.050	0.030	0.030	0.020	0.031	0.013	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Ferro	mg / l	12	11	11	7.8	11.0	9	8.0	7.1	15	9.6	9.8	6.9	50 - 1 200	60	20 - 200
Mercúrio	mg / l	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009			
Níquel	mg / l	0.827	0.214	1.153	0.216	0.258	0.271	0.882	0.242	1.180	0.299	0.117	0.292	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
Chumbo	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Selénio	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01			
Zinco	mg / l	0.186	0.018	0.112	0.043	0.179	0.083	0.136	0.062	0.107	0.087	0.117	0.089	1 - 170	50	0.37 - 10
CBO/CQO		0.10		0.37		0.53		0.35		0.54		0.11		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

Tabela 7.27 - Resultados analíticos do 1º semestre de 2000. Arejamento por difusão de oxigénio puro e valores da literatura.

Parâmetros	UN	Janeiro 2000		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		7.7	8.2	8.8	8.1	8.0	7.9	8.2	7.8	7.4	7.5	8.2	7.9	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	16.4	15.1	15.7	16.2	11.8	11.2	16.0	17.0	21.0	20.0	16.2	16.5			
Condutividade Eléc	mS/cm	20.5	12.5	21.4	11.6	10.4	8.6	27.9	10.50	29.4	12.5	26.7	12.3			
Potencial Redox	mV	-43	-50	-80	-61	-54	-48	-69	-68	-19	-17	-69	-68			
CQO	mg / l	4100	2043	3365	2108	2178	1454	3970	1629	4720	1848	4966	2317	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	413	206	503	214	315	153	289	61	514	95	138	25	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	715	663	708	661	844	440	914	789	25956	24786	1233	980			
Fenois	µg / L	110	37	103	30	130	22	96	15	33	15	47	10			
SST	mg / l	278	293	268	303	345	338	510	225	690	87	2835	350	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	138	170	163	183	240	226	290	155	380	59	632	195	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	9151	6016	9466	7359	9860	8373	7850	6489	10005	6972	11118	7557	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	1901	1200	2297	1672	2193	1987	1434	1200	2566	2085	2616	1739			
Fosfatos	mg / l	10.1	4.2	21.4	4.9	26.0	7.6	230	5.2	140	13	260	25	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	123	64.7	2980	1323	1400	1170	350	243	4000	2024	3700	1620	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	1027	253	900	210	570	98	1500	170	1500	200	130	16	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
Azoto Kjeldahl	mg / l	2102	751	2120	761	1104	436	3516	547	3506	423	3030	526	20 - 1600	400	100 - 160
Azoto Amoniacal	mg / l	1698	576	1703	581	1627	537	2788	797	2777	613	2714	413	10 - 800	200	20 - 40
N Orgânico	mg / l	404	175	417	181	-523	-101	728	-250	729	-190	316	113	10 - 800	200	80 - 120
Arsénio	mg / l	0.393	0.219	0.387	0.224	0.395	0.231	0.400	0.247	0.409	0.259	0.413	0.271			
Cádmio	mg / l	0.013	0.005	0.019	0.005	0.021	0.005	0.025	0.005	0.031	0.005	0.042	0.005	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	mg / l	0.291	0.116	0.285	0.097	0.293	0.121	0.298	0.131	0.312	0.144	0.328	0.155	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cobre	mg / l	0.010	0.003	0.018	0.003	0.022	0.003	0.028	0.003	0.036	0.003	0.047	0.003	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Ferro	mg / l	8.0	2.7	11	6.2	7.2	5.6	12	5.4	9.9	5.7	11	6.2	50 - 1 200	60	20 - 200
Mercúrio	mg / l	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009			
Níquel	mg / l	0.932	0.268	0.941	0.259	0.948	0.273	0.959	0.290	0.973	0.304	0.986	0.315	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
Chumbo	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01			
Zinco	mg / l	0.112	0.081	0.095	0.092	0.120	0.100	0.128	0.112	0.139	0.119	0.152	0.126	1 - 170	50	0.37 - 10
CBO/CQO		0.10		0.15		0.14		0.07		0.11		0.03		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

Tabela 7.28 - Resultados analíticos do 2º semestre de 2000. Arejamento por difusão de oxigénio puro e valores da literatura

Parâmetros	UN	Julho 2000		Agosto		Setembro		Outubro		Novembro		Dezembro		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico		
pH, 25° C (Sorensen)		8.2	7.3	7.7	7.3	7.4	7.8	8.0	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Temperatura	°C	25.1	21.5	23.4	20.7	21.6	22.1	20.5	20.0	19.5	19.7	19.2	19.6				
Condutividade Eléctrica	mS/cm	29.2	12.3	29.8	13.7	12.0	18.0	3.2	6.3	8.6	4.3	8.6	4.40				
Potencial Redox	mV	-65	-63	-62	-58	-67	-61	-78	-86	-67	-64	-66	-62				
CQO	mg / l	4215	2272	4680	2556	4389	2282	3170	1218	2846	993	1537	1038	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500	
CBO ₅	mg / l	358	171	349	160	230	124	455	164	428	102	311	132	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200	
Oxidabilidade	mg / l	922	805	933	850	858	778	619	592	293	227	292	58				
Fenóis	µg / L	37	10.0	45	10.0	84	27	143	96	24.0	9.0	21.0	6.0				
SST	mg / l	735	265	212	195	690	238	750	230	320	160	320	275	200 - 2 000	500	100 - 400	
SSV	mg / l	370	193	68	105	240	133	360	168	260	110	255	200	220 - 960	300	60 - 300	
ST	g / l	9947	6530	9370	6487	9102	4970	8533	6054	10875	7578	11185	7048	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000	
SVT	g / l	2067	1314	2398	1617	2360	1892	1584	1204	2796	2167	2899	1691				
Fosfatos	mg / l	220	130	15	23	200	110	24.0	8	31	8.2	59	44	700 - 12 000	800	400 - 600	
Cloretos	mg / l	2983	1780	3350	2226	4770	1813	1482	887	1875	1455	1366	926	600 - 1330	1 000	40 - 70	
Alcalinidade	mg / l	1400	65	1170	345	1500	76	670	520	410	170	470	170	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000	
Azoto Kjeldahl	mg / l	3037	510	3138	557	2964	516	524	388	1963	387	1742	1083	20 - 1600	400	100 - 160	
Azoto Amoniacal	mg / l	2468	459	2497	464	2390	432	1642	322	1903	315	1394	362	10 - 800	200	20 - 40	
N Orgânico	mg / l	569	51	641	93	574	84	-1 118	66	60	72	348	721	10 - 800	200	80 - 120	
Arsénio	mg / l	0.420	0.278	0.415	0.272	0.417	0.280	0.422	0.284	0.426	0.282	0.424	0.286				
Cádmio	mg / l	0.049	0.005	0.056	0.005	0.054	0.005	0.060	0.005	0.062	0.005	0.065	0.005	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02	
Crómio Total	mg / l	0.336	0.165	0.331	0.171	0.339	0.174	0.343	0.178	0.349	0.180	0.352	0.182	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23	
Cobre	mg / l	0.051	0.003	0.056	0.003	0.054	0.003	0.061	0.003	0.065	0.003	0.063	0.003	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7	
Ferro	mg / l	15.0	5.5	37	18.9	18.0	6.5	16.0	6.0	15.5	8.0	19.0	12.0	50 - 1 200	60	20 - 200	
Mercúrio	mg / l	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009				
Níquel	mg / l	0.318	0.180	0.320	0.099	0.323	0.098	0.312	0.107	0.317	0.112	0.321	0.110	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50	
Chumbo	mg / l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01				
Zinco	mg / l	0.157	0.129	0.164	0.135	0.169	0.131	0.165	0.137	0.167	0.132	0.173	0.134	1 - 170	50	0.37 - 10	
CBO/CQO		0.08		0.07		0.05		0.14		0.15		0.20		0.4 - 0.60	0.40	0.05 - 0.2	

Tabela 7.29 - Resultados analíticos referentes a 2002. Arejamento superficial e valores da literatura

Parâmetros	UN	Jan/Fev 2002		Março/Abril		Maio/Junho		Julho/Agosto		Set/Out		Nov/Dez		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		7.9	8.2	8.0	7.7	7.8	8.1	7.9	8.2	7.8	8.2	7.6	8.2	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Condução Eléctrica	mS/cm	8	8	5	6	6	5	7	4	5	4	7	5			
Temperatura	° C	16	16	19	20	19	19	20	20	20	21	22	23			
Potencial Redox	mV	-70	-86	-80	-67	-74	-84	-71	-88	-71	-90	-58	-90			
CQO	mg / l	1653	1053	1503	1053	3013	2580	1113	713	673	237	960	44	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	302	280	403	356	454	164	281	94	204	87	213	102	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	228	295	300	218	272	202	115	45	100	61	202	60			
Fenóis	µg / L	68	24	61	21	60	21	55	26	54	7	57	26			
SST	mg / l	385	173	103	34	250	76	66	45	47	44	57	49	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	240	105	50	16	128	62	23	40	35	26	36	23	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	3675	2146	3645	2176	2763	2480	3450	2385	2700	2495	3165	2487	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	3555	302	3550	180	640	1417	920	708	580	590	575	510			
Ferro	mg / l	6	19	6	8	3300	9000	1700	1200	1700	630	1800	440	50 - 1 200	60	20 - 200
Fosfatos	mg / l	12.0	8	11	8	39	12	9	8	5	2	6	5	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	1941	1688	1704	1778	1003	876	850	535	878	605	889	705	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	450	180	420	290	270	43	360	150	2	1	3800	1600	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
Azoto Kjeldahl	mg / l	1975	363	1925	355	915	359	1178	305	855	384	699	330	20 - 1600	400	100 - 160
Azoto Amoniacal	mg / l	1740	304	1725	301	599	302	703	277	655	332	861	296	10 - 800	200	20 - 40
N Org	mg / l	235	59	200	54	316	57	475	28	200	52	-162	34	10 - 800	200	80 - 120
Arsénio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	102	50	73	85			
Cádmio	µg / L	25	25	28	27	25	487	25	25	537	25	25	25	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	µg / L	78	60	80	52	67	66	105	52	81	52	86	61	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cobre	µg / L	32	22	32	29	41	41	33	25	33	25	25	25	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Mercúrio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50			
Chumbo	µg / L	38	38	38	38	38	38	38	38	38	38	832	38	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Selénio	µg / L	25	25	25	27	25	32	25	25	25	25	25	25			
Zinco	µg / L	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	1 - 170	50	0.37 - 10
Níquel	µg / L	50	39	62	41	54	50	50	38	38	38	43	39	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
CBO/CQO		0.18		0.27		0.15		0.25		0.30		0.22		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

Tabela 7.30 - Resultados analíticos referentes a 2003. Arejamento superficial e valores da literatura

Parâmetros	UN	Jan/Fev 2003		Março/Abril		Maio/Junho		Julho/Agosto		Set/Out		Nov/Dez		Aterros novos (<2 anos)		Aterro com mais de 10 anos
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Intervalo	Valor típico	
pH, 25° C (Sorensen)		7.6	8.1	7.1	7	7.3	7.1	7.7	7.9	8	8	7.9	8.2	5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Condução Eléctrica	mS/cm	26.4	6.9	17.8	7.5	19.7	7.4	24.3	7.7	11.5	6	11.4	5.7			
Temperatura	° C	22.2	22.3	20.2	20.1	20.9	21.1	21	20	20	20	8.5	19			
Potencial Redox	mV	-52.4	-80.5	-61.7	-98.4	-50.1	-84.2	-61.9	-72.2	-60.9	-70.4	-70.9	-88.1			
CQO	mg / l	1489	344	1470	1280	4800	1350	4870	1330	1370	570	1470	910	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500
CBO ₅	mg / l	215	70	322	297	1920	815	2920	800	215	175	405	310	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200
Oxidabilidade	mg / l	205	61	271	208	207	61	208	61	253	184	197	88			
Fenóis	µg / L	74	20	73	21	32.1	18.3	103	39	68	19	63.8	5.6			
SST	mg / l	224	97	222	102	246	88	214	118	97	74	92	48	200 - 2 000	500	100 - 400
SSV	mg / l	85	69	80	69	102	65	27	60	33	28	68	42	220 - 960	300	60 - 300
ST	g / l	3160	2478	3420	2470	3730	2450	9920	5120	2920	1280	5040	2970	8 000 - 33 500	12 000	3 000 - 5 000
STV	g / l	540	500	455	18	490	493	2140	1420	229	12	1330	980			
Ferro	mg / l	1650	6600	5800	4900	8000	4600	12000	4500	4900	3600	20	7.9	50 - 1 200	60	20 - 200
Fosfatos	mg / l	15.0	7.5	12.0	4.7	15.0	12.0	13.0	3.6	12.0	10.0	21.0	6.0	700 - 12 000	800	400 - 600
Cloretos	mg / l	912	691	2070	1030	2560	1070	2240	1080	1040	920	2710	960	600 - 1330	1 000	40 - 70
Alcalinidade	mg / l	1700	200	100	60	1200	160	12000	750	11000	690	11000	490	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000
Azoto Kjeldahl	mg / l	1593	347	1580	280	1650	280	1650	287	1060	214	960	338	20 - 1600	400	100 - 160
Azoto Amoniacal	mg / l	899	282	701	268	769	274	797	280	898	172	860	205	10 - 800	200	20 - 40
N Org	mg / l	694	65	879	12	881	6	853	7	162	42	100	133	10 - 800	200	80 - 120
Arsénio	µg / L	148	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50			
Cádmio	µg / L	25	25	34	34	34	29	39	25	49	39	32	31	0.02 - 0.45	0.03	0.01 - 0.02
Crómio Total	µg / L	318	94	89	42	89	64	76	40	70	25	42	39	0.13 - 0.60	0.35	0.04 - 0.23
Cobre	µg / L	28	25	32	26	32	25	27	25	27	26	25	25	0.08 - 0.30	0.15	0.03 - 0.7
Mercúrio	µg / L	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50			
Chumbo	µg / L	38	38	38	38	42	42	38	38	38	38	39	38	0.05 - 2	0.12	0.07 - 2
Selénio	µg / L	26	25	25	25	25	28	25	25	28	25	25	25			
Zinco	µg / L	102	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	1 - 170	50	0.37 - 10
Níquel	µg / L	58	47	42	39	42	38	42	39	41	38	40	38	0.3 - 0.5	0.40	0.1 - 0.50
CBO/CQO		0.14		0.22		0.40		0.60		0.16		0.28		0.4 - 0.6	0.40	0.05 - 0.2

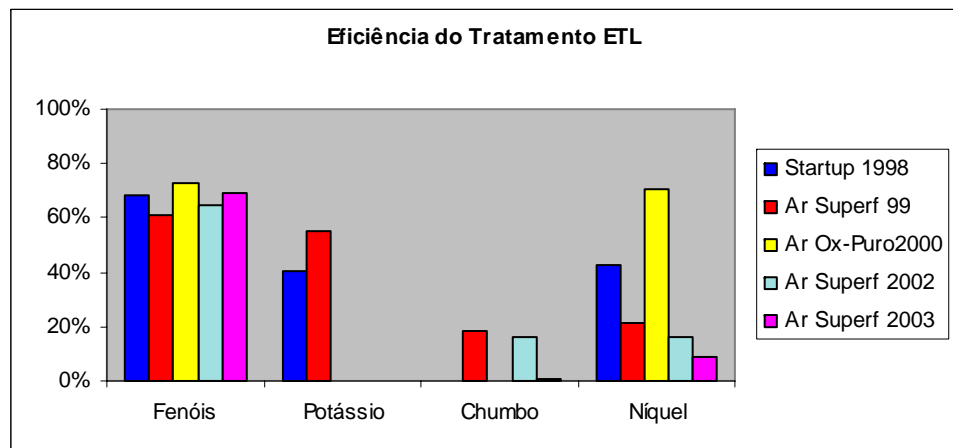
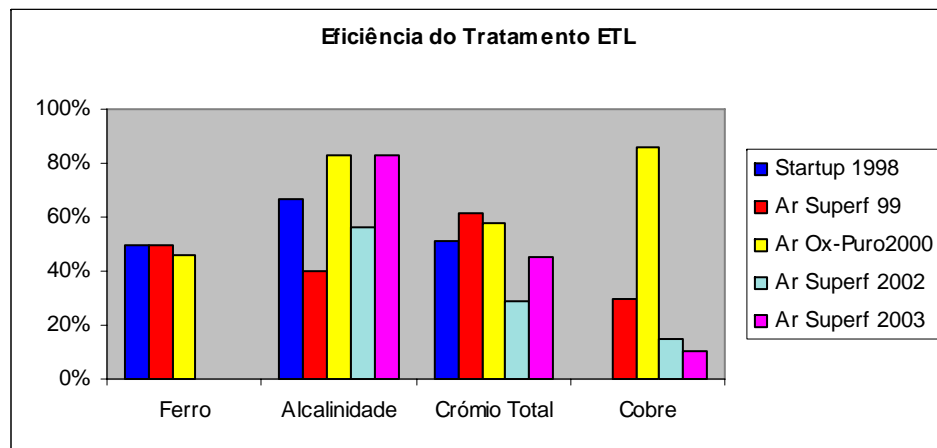
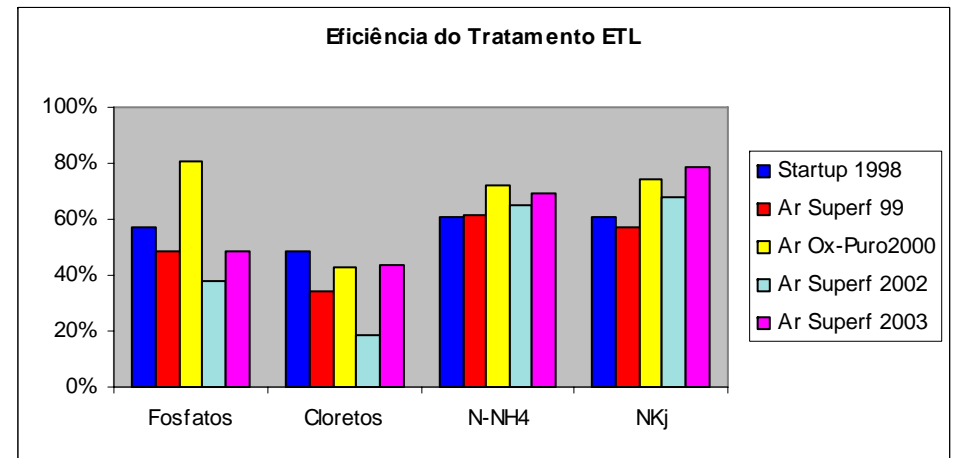
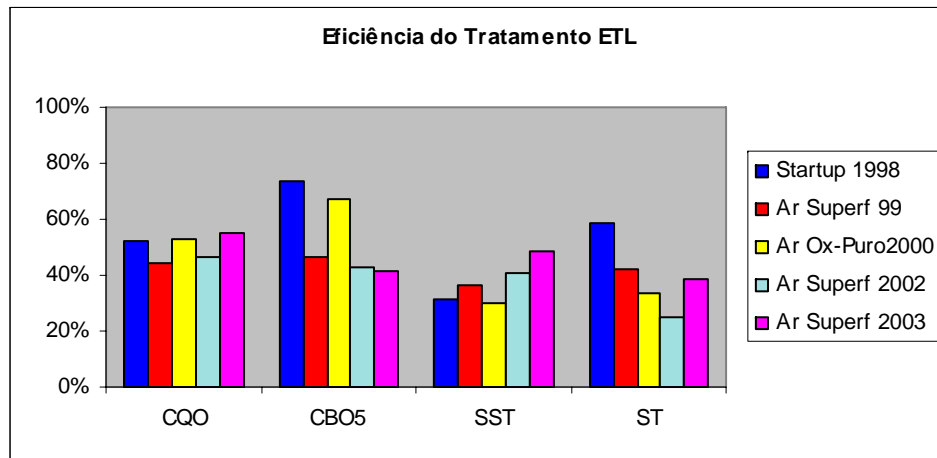


Figura 7.42 – Eficiência média da ETL na remoção de diversos parâmetros nos 5 cenários experimentais.

Apresentam-se no gráfico da Figura 7.43 as eficiências observadas na remoção de um conjunto de parâmetros analisados nos cenários experimentais estabelecidos, de 1997 a 2003, na ETL do AS de Matosinhos.

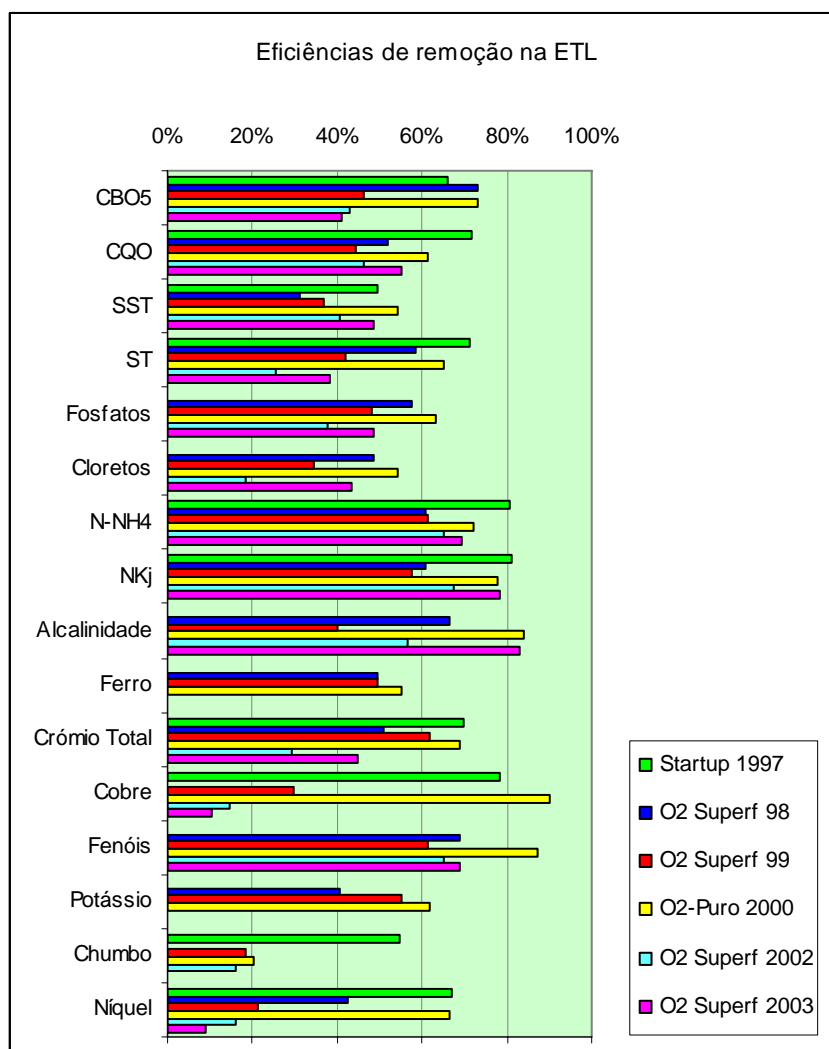


Figura 7.43 – Eficiências observadas na remoção de parâmetros analisados na ETL

As maiores eficiências na remoção de CBO_5 e de CQO foram registadas na fase inicial do funcionamento do AS (66 a 73%), quando as cargas orgânicas eram elevadas e quando se introduziu o oxigénio puro na ETL, com eficiência média de 73%. A modalidade de arejamento superficial na fase de arranque em 1997 apresentou maior eficiência na remoção de sólidos totais com 71%, seguindo-se a modalidade experimental com difusão de oxigénio puro cuja eficiência média atingiu 65%. A remoção de fosfatos e de cloretos foi maior com a utilização do oxigénio puro (63 e 54%), seguida da registada no arranque em 1998 com arejamento superficial, que foi de 57 e 49%, respectivamente. No que concerne à remoção do azoto, amoniacal e orgânico,

registaram-se eficiências superiores a 50% em todos os cenários, tendo-se atingido a máxima eficiência na fase de arranque com 81% e 78% com oxigénio puro e arejamento superficial, em 2003. A introdução de oxigénio puro aumentou a eficiência global de remoção em cerca de 22%, com destaque para a CBO₅ e os SST, entre 10 e 40%; o azoto, entre 4 e 15%; a alcalinidade, entre 1 e 52%; os fenóis em média 20% e o ferro 10%.

A título de avaliação da componente de custos de operação deste tipo de estrutura sanitária, cotejou-se o custo dos consumos de energia eléctrica estimados das 3 turbinas dos arejadores flutuantes com o custo do consumo do oxigénio puro, podendo constatar-se que são da mesma ordem de grandeza, com a reserva do rigor desta avaliação devido ao facto de não haver um contador de energia dedicado para a ETL, como deveria acontecer. Assim, os cálculos foram realizados com base nas diferenças dos consumos de electricidade do AS, com o arejamento a funcionar e quando funcionou o oxigénio puro.

7.2.4.1 Dinâmica microbiana na ETL

Os resultados obtidos nos 4 pontos da lagoa, à superfície e em profundidade, de dia e de noite, quando a ETL funcionava com oxigénio puro, estão representados em gráficos que mostram a dinâmica da população microbiana da lagoa. Apresenta-se na Figura 7.44 valores referentes ao oxigénio dissolvido.

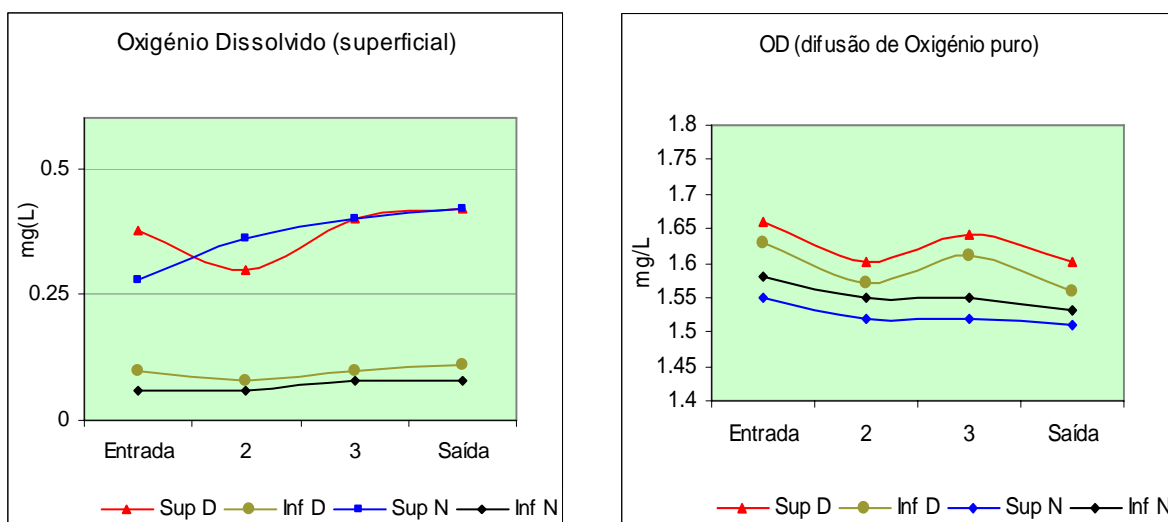


Figura 7.44 – Oxigénio dissolvido: dia e noite, em superfície e em profundidade.

Apresenta-se uma comparação do teor de oxigénio dissolvido na ETL, em 4 pontos distintos da mesma, com oxigénio puro e arejamento superficial. No primeiro caso, no âmbito da campanha de avaliação da dinâmica microbiana. No segundo caso, realizado após o recomeço da oxigenação da lagoa com as turbinas superficiais flutuantes.

Como se pode constatar o teor de oxigénio dissolvido apresenta valores inferiores a 0.5 mg/L tanto à superfície como em profundidade, quer seja de noite, quer de dia, sendo mesmo abaixo de 0.20 mg/L em profundidade, que revela condições preferencialmente facultativas e anaeróbias. Quando se utilizou oxigénio puro através dos 2 Ventoxal, os teores de oxigénio foram superiores a 1.5 mg/L, podendo atingir até 2 mg/L, pois dependia da regulação do oxigénio a injectar. Verificou-se que nos 4 pontos medidos o teor de O_2 foi se situou entre 1.5 a 1.67 mg/L, que revela a eficácia do arejamento, garantindo sempre aerobiose na massa líquida.

7.2.4.1.1 CBO_5 / CQO

Apresenta-se na Figura 7.45 os gráficos da evolução da CBO_5 e da CQO na ETL que mostram que no interior da lagoa há uma dinâmica própria dependente de alguns factores, como o teor de oxigénio, nutrientes e a energia solar disponível.

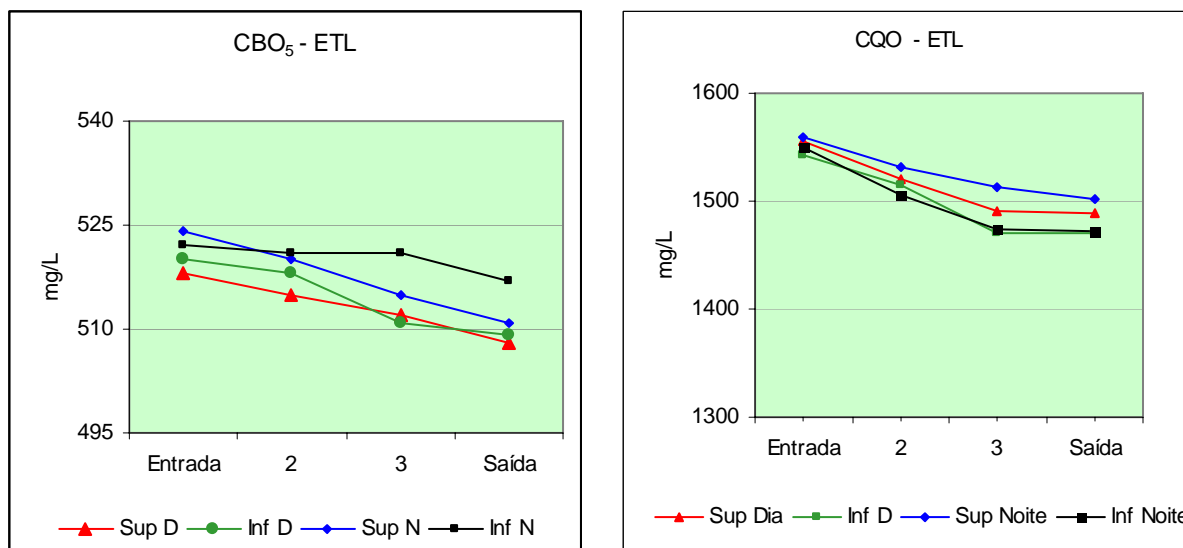


Figura 7.45 – CBO_5 , CQO : dia e noite, em superfície e em profundidade.

Os valores da CBO₅ ao longo da lagoa (entre 500-600 mg O₂/l), da CQO (1200-1600 mg O₂/l) apresentam uma ligeira diminuição no sentido da entrada para a saída da mesma, tanto para as amostras colhidas à superfície, quanto para as colhidas em profundidade. De igual modo, a evolução das amostras recolhidas durante o dia e durante a noite convergem nos resultados. Pode constatar-se que há diminuição da matéria orgânica ao longo do percurso do efluente na lagoa.

A relação CBO₅/CQO manteve-se no mesmo intervalo de biodegradabilidade (0.33 a 0.35) e corresponde à faixa de biodegradabilidade mediana. A variação, embora muito ligeira, da CBO₅ e da CQO entre as amostras recolhidas durante o dia e a noite pode indicar que a degradação da matéria orgânica pode ser influenciada pela temperatura diurna/nocturna (nesta campanha pode considerar-se uma variação em torno de 10°C). Assim, num dia com temperatura bastante elevada, a biodegradação da matéria orgânica resulta da aceleração de processos metabólicos.

A relação CBO₅/CQO indica que a matéria orgânica não biodegradada é de difícil ataque pelos microrganismos e pode concluir-se que o tratamento biológico na lagoa não tem capacidade, só por si, de responder com maior eficiência, sugerindo a necessidade de outro processo complementar para conduzir a parâmetros de descarga compatíveis com o prescrito na legislação. A eficiência da remoção de matéria orgânica desta lagoa é baixa, variando entre 60 e 70%. As normas gerais de descarga de águas residuais, conforme o anexo XXV do Decreto-Lei 74/90 de 7 de Março de 1990 definem como valor máximo admissível (VMA) 40 mg O₂/l para a CBO₅, e 150 mg O₂/l para o CQO. No presente caso quer o valor da CQO, quer o da CBO₅ foram mais de 10 vezes superior ao VMA.

7.2.4.1.2 Azoto e nitratos

Apresentam-se na Figura 7.46 os resultados do *N* e *NO₃⁻* nos 4 pontos de amostragem.

Quanto às variações do azoto entre dia e noite, também foram pouco significativas da entrada até ao ponto 3, sofrendo uma redução na zona da saída, como seria de esperar.

Quanto à amostra de dia à superfície o valor de saída é cerca de 50% inferior ao valor de entrada, que se situa no intervalo normal de eficiência na remoção de azoto (50 a 82%). Quanto à amostra de fundo de dia, apresenta comportamento global idêntico à amostra superior.

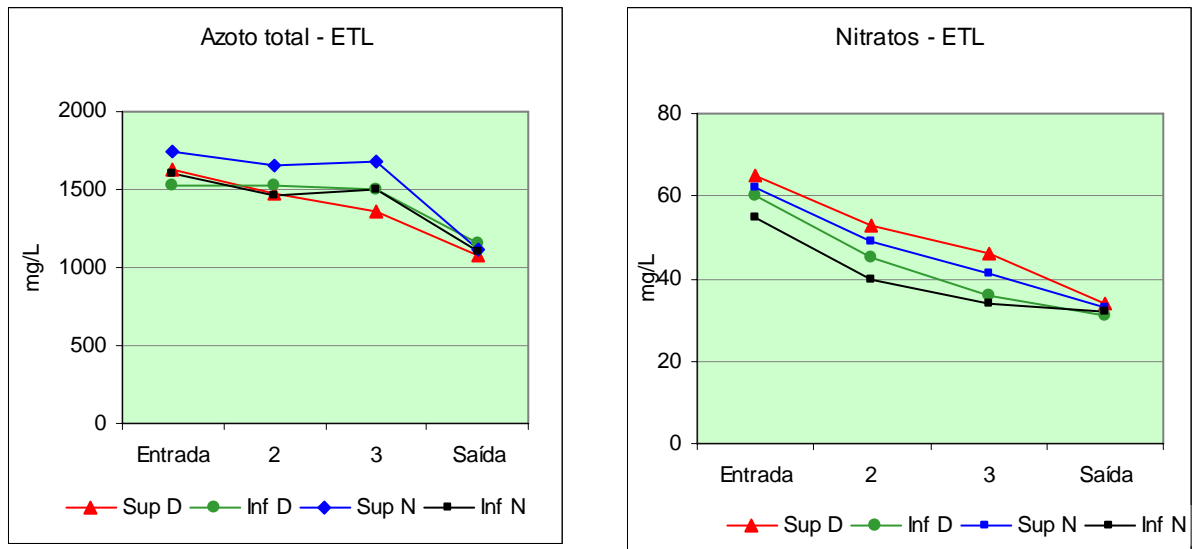


Figura 7.46 – Azoto total e nitratos: dia e noite, em superfície e em profundidade

Quanto aos nitratos, constata-se uma redução de cerca de 45% da entrada para a saída (Figura 7.46), passando de cerca de 60 para 33 mg/L. A amostra inferior da noite apresenta na saída um valor ligeiramente superior ao da inferior de dia. As amostras de superfície reduzem mais que as obtidas em profundidade por motivo de troca gasosa com a atmosfera, devido à temperatura ambiente elevada que se observava.

7.2.4.1.3 Amónia e nitritos

Apresentam-se na Figura 7.47 os gráficos referentes à dinâmica de comportamento da amónia e dos nitritos ao longo da lagoa. Pode verificar-se que desde a entrada até à saída há pequenas alterações, destacando-se o ponto 2, onde os valores de amónia são mais elevados ou sensivelmente iguais aos da entrada. As amostras inferiores têm comportamento global idêntico à amostra de superfície, cuja tendência é de queda muito ligeira nos valores.

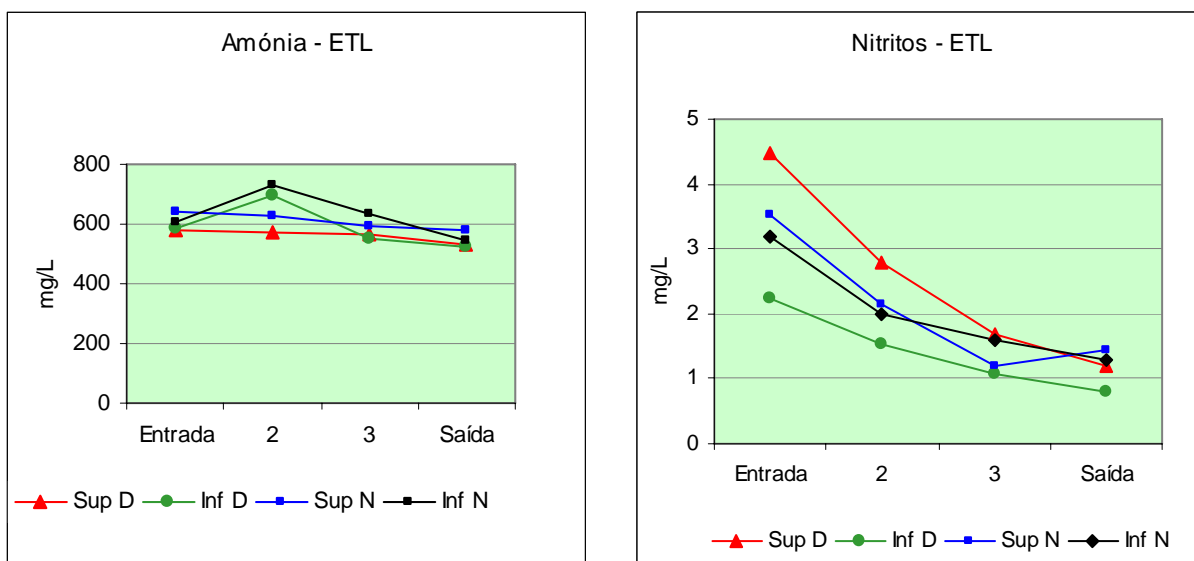


Figura 7.47 – Amônia e nitritos: dia e noite, na superfície e em profundidade

Quanto aos nitritos, os valores observados correspondem ao que se esperaria com diminuição ao longo da lagoa, associado a processos de nitrificação devido ao oxigênio em abundância promovido pela difusão do oxigênio puro. A variação da entrada para a saída, em média é superior a 60%.

7.2.4.1.4 Fósforo

Apresentam-se na Figura 7.48 os gráficos referentes à dinâmica do fósforo e de fosfatos.

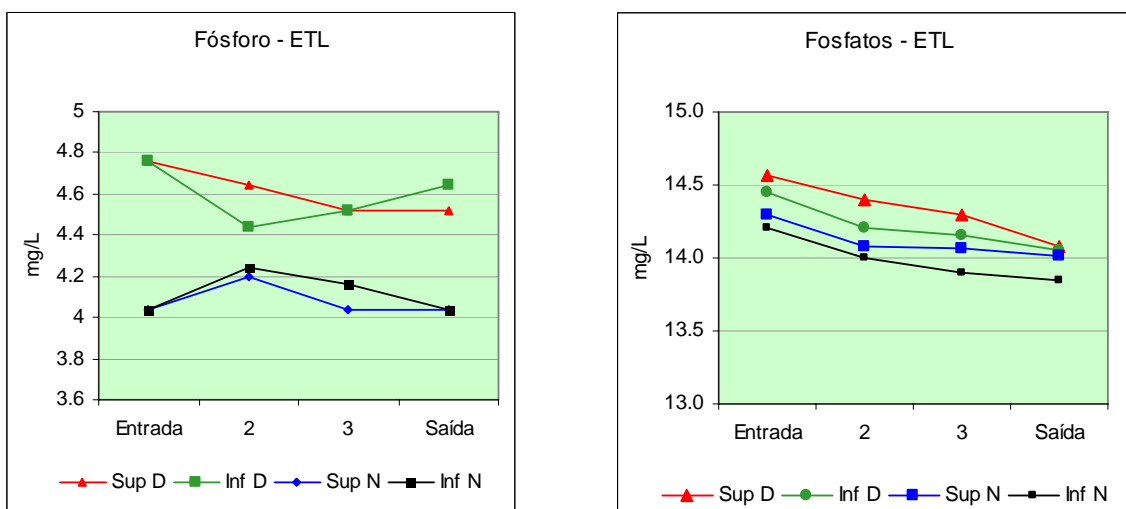


Figura 7.48 – Fósforo e fosfatos: dinâmica ao longo do dia, à superfície e em profundidade

Pode constatar-se que há uma tendência de redução destes parâmetros, apesar da singularidade encontrada no ponto 2. O teor em fósforo é maior de dia (4.4 a 4.8 mg/L) do que de noite (4 a 4.2 mg/L), não se registrando grande variação entre a entrada e a saída, à exceção da amostra de dia na superfície em que há redução de 4.76 mg/L para 4.5 mg/L. As amostras da noite da entrada e da saída apresentaram valores semelhantes, enquanto as dos pontos intermédios apresentaram valores superiores, sugerindo alguma sensibilidade analítica. Relativamente aos fosfatos, os valores encontrados apresentam tendência de diminuição da entrada até à saída de forma ligeira mas sensivelmente constante (Figura 7.48), como seria de esperar.

7.2.4.1.5 *Microrganismos*

Apresentam-se nas Figuras 7.49 e 7.50 gráficos com a evolução dos coliformes fecais, estreptococos fecais, *Echerichia coli* e Protozoários e na Figura 7.51 a evolução da *clorofila-a* e de heterotróficos ao longo da lagoa.

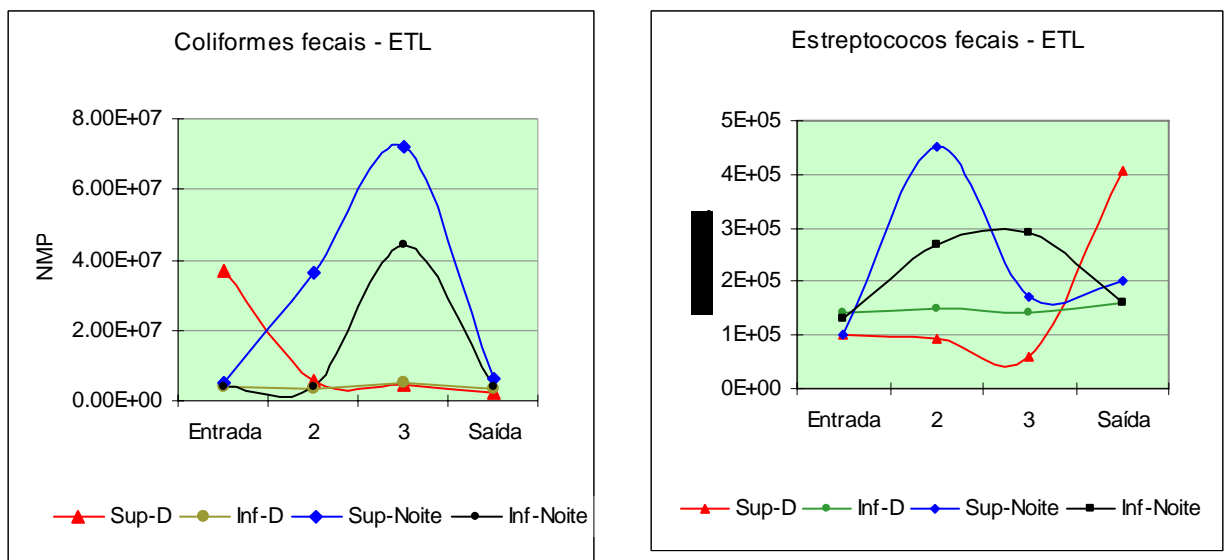


Figura 7.49 – Coliforme e Estreptococos fecais: dinâmica ao longo do dia à superfície e em profundidade

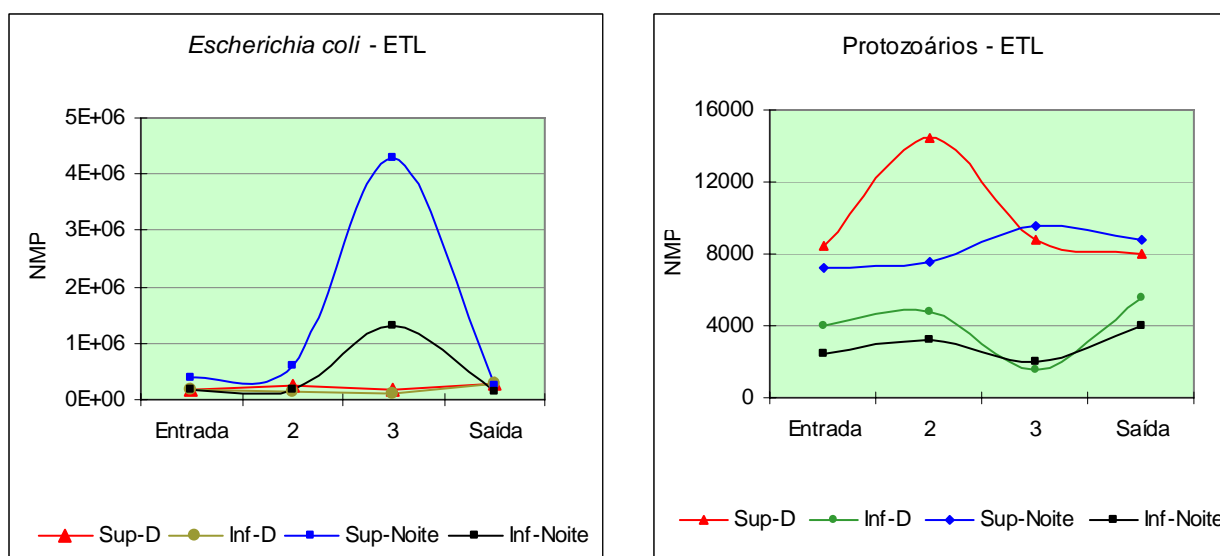


Figura 7.50 – *E. coli* e Protozoários: dinâmica ao longo do dia à superfície e em profundidade

Os resultados mostram que a *E. Coli* e os Estreptococos fecais apresentam valores anormais no ponto 3 da ETL à noite, em princípio sem razão aparente, provavelmente devido a factores de sensibilidade na amostragem (colheita a maior profundidade que as restantes) ou analítica, ou ainda, a condições singulares de concentração de nutrientes que facilita a sua reprodução. Na Tabela 7.31 apresentam-se os valores de microrganismos encontrados na ETL de Matosinhos e procede-se a uma comparação com os encontrados em efluentes domésticos.

Tabela 7.31 - Comparação dos Microrganismos Encontrados em Esgotos e na ETL de Matosinhos

Organismo	Intervalo de variação da Concentração (NMP/100 mL) em esgoto bruto	Lagoa de Lixiviados (02/97)
Coliformes totais	$10^7 - 10^8$	3.58×10^7
Coliformes fecais	$10^6 - 10^7$	5.66×10^5
Estreptococos fecais	$10^5 - 10^6$	5.67×10^5
Protozoários (cistos)	$10^3 - 10^5$	7.05×10^3

Pode constatar-se que o número de microrganismos indicadores presentes nos lixiviados da ETL é sempre inferior à média dos que são encontrados no esgoto doméstico bruto, sugerindo que o meio ambiente em que se encontram não será também favorável a outros microrganismos necessários ao tratamento biológico, mesmo considerando a possível influência da inoculação

com lamas activadas realizada no período de amostragens, que terá elevado a concentração de microrganismos na Lagoa.

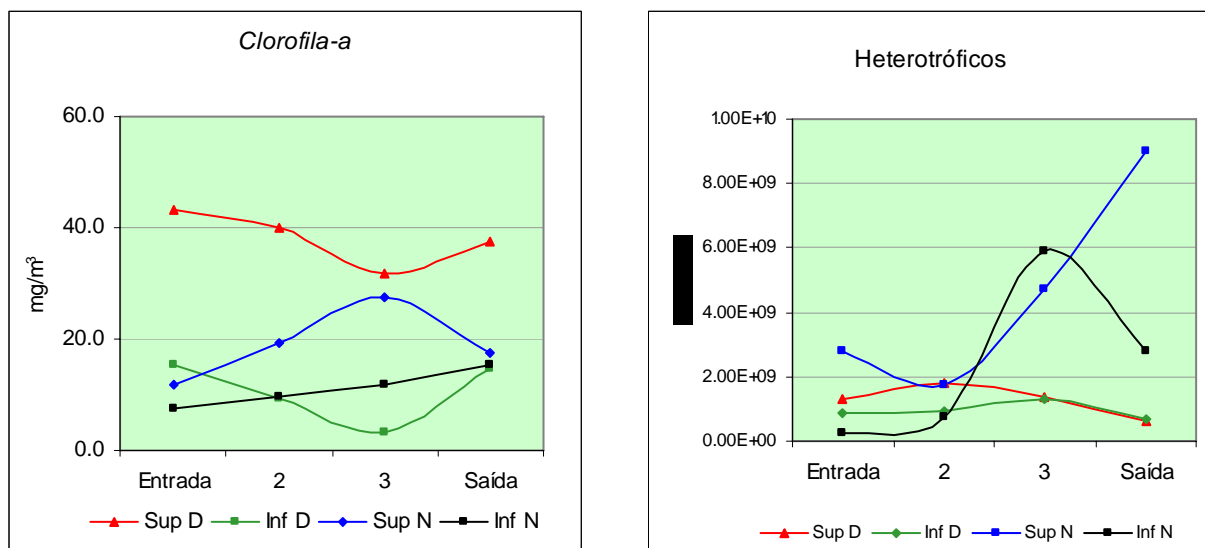


Figura 7.51 – Dinâmica da Clorofila-a e dos heterotróficos ao longo da ETL

A variação da concentração da *clorofila-a* dá-se em sentido oposto ao da *E. Coli* e heterotróficos, na maior parte dos pontos da amostragem.

Tendo em conta que para cada local só foi feita uma amostragem seria arriscado fazer afirmações conclusivas. Assim sendo, podemos apenas formular algumas hipóteses. Era esperado que a quantidade de microrganismos na lagoa fosse diminuindo desde a entrada até à saída. Tudo nos leva a pensar num fluxo de energia unidireccional em que parte da luz solar incidente seja utilizada nos processos fotossintéticos levados a cabo pelas algas. Estas vão servir de alimento aos heterotróficos, que por sua vez sustentarão os protozoários. A energia transferida vai diminuindo, com sucessivas perdas, dos produtores até aos últimos elos desta cadeia alimentar. As variações singulares encontradas em diversos parâmetros podem ser explicadas pela grande variação quantitativa e qualitativa das cargas orgânicas, que excedam a capacidade de eliminação da ETL, a que acrescem variações nos teores em metais pesados e nutrientes. Apresentam-se nas Figuras 7.52 e 7.53 os resultados da evolução de diversos parâmetros analíticos e da contribuição da pluviosidade na geração de lixiviados no sistema de tratamento, bem como correlações entre eles. É apresentada a eficiência do tratamento no período de 10 anos, que decorreu entre 1994 e 2003.

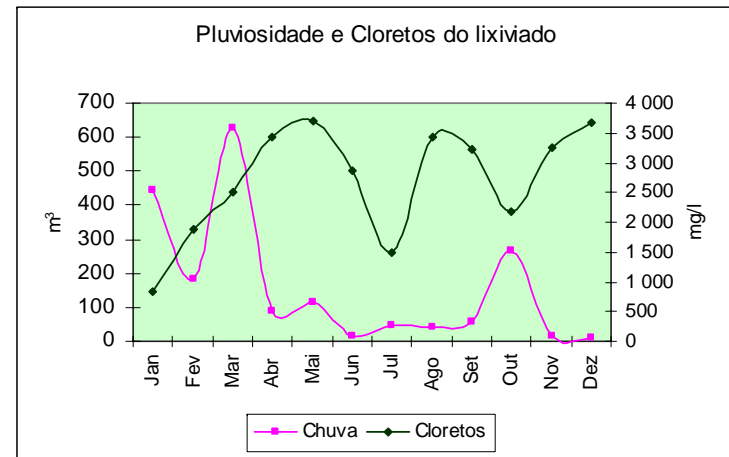
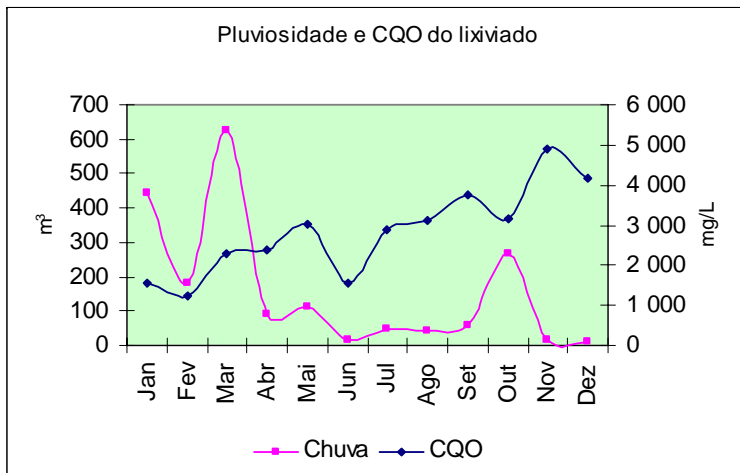
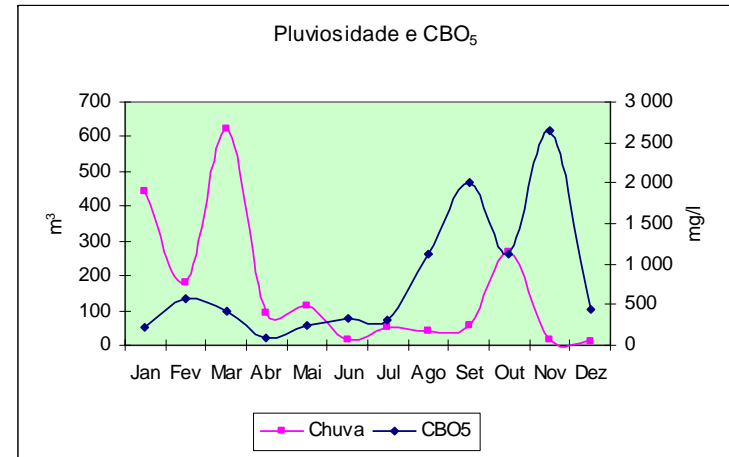
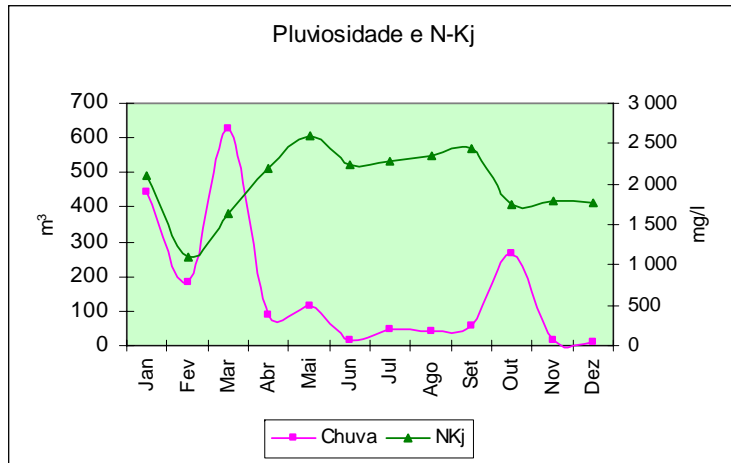


Figura 7.52 – Evolução da pluviosidade e de diversos parâmetros

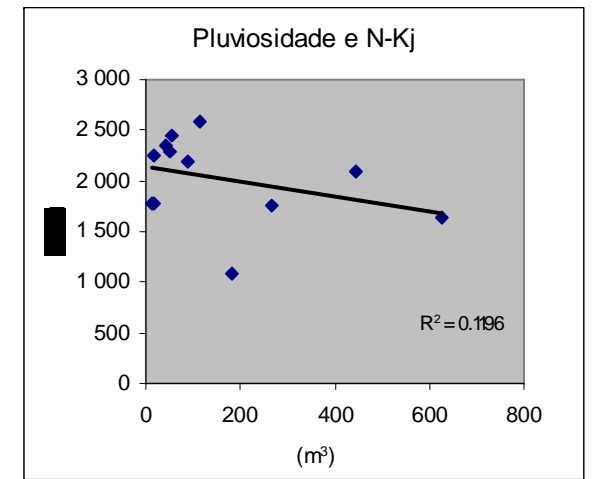
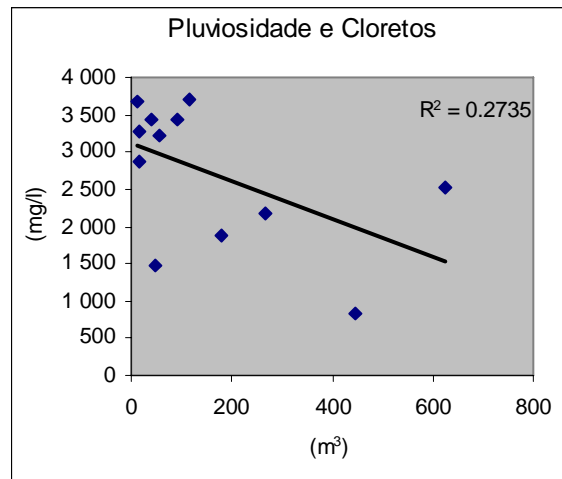
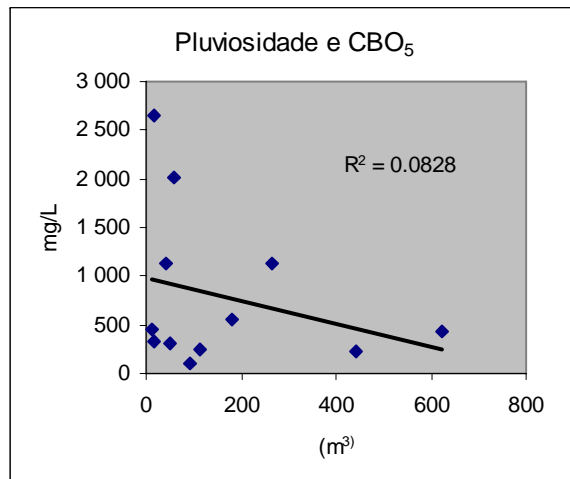
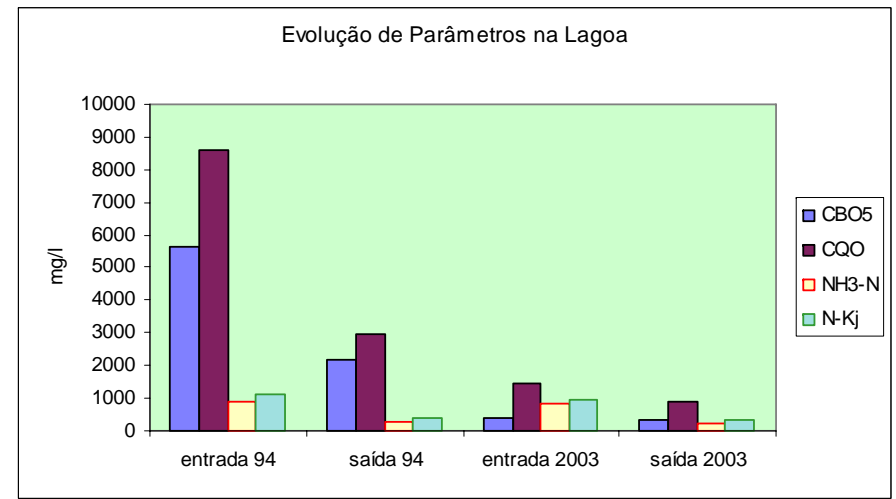
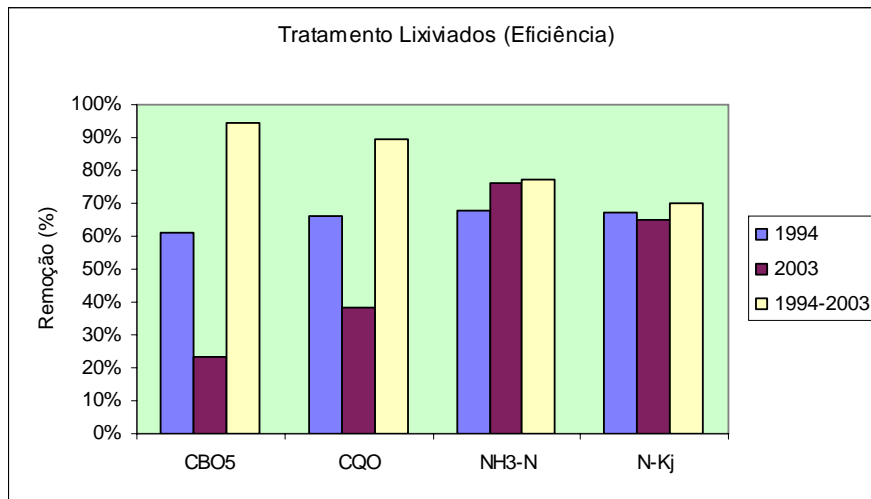


Figura 7.53 – Eficiências observadas na ETL em 10 anos de funcionamento: comparação de valores de entrada e saída e correlações de parâmetros químicos e pluviosidade

Apresenta-se na Figura 7.54 um gráfico com a correlação encontrada entre valores da pluviosidade e da CQO num período experimental que evidenciam a baixa dependência entre ambos, para o período em questão.

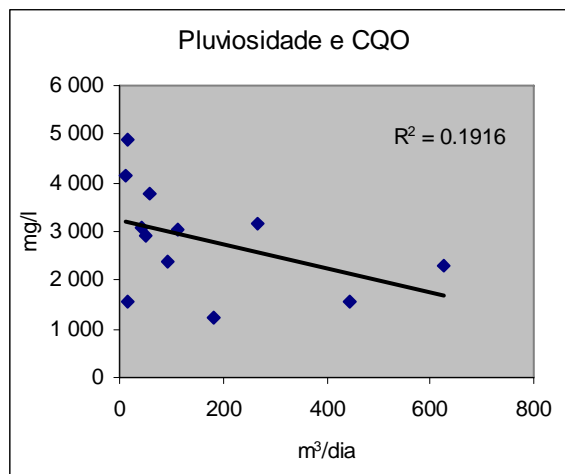


Figura 7.54 – Correlação da pluviosidade e CQO

Os resultados apresentados para a fase líquida, em termos quantitativos e qualitativos, associados aos apresentados da fase sólida, complementam uma primeira conclusão sobre os lixiviados, confirmando a sua complexidade, a ponto de não se poder formular recomendações de validade universal. Todos os métodos de tratamento têm vantagens e desvantagens, destacando-se uns em relação a outros na remoção de determinados parâmetros, enquanto são ineficazes em outros. A solução passará por uma combinação de vários métodos, mas, sobretudo, na tomada de decisão é recomendável avaliar não só a composição, volume e viabilidade do tratamento do lixiviado, mas também as soluções económicas, as quais variam de local para local.

7.3 FASE GASOSA: BIOGÁS

O biogás produzido no aterro sanitário de Matosinhos é drenado através dos poços e a sua produção é controlada, em cada poço, por medição do caudal e das características quantitativas dos constituintes principais, ou seja, CH_4 , O_2 e CO_2 , de modo a permitir que, para cada poço, a entrada de metano seja adequada à queima, evitando a extracção de oxigénio do ar através da sub pressão instalada na rede. Na tocha são registadas as horas de funcionamento do queimador e os respectivos caudais e a composição percentual dos principais constituintes.

Os resultados obtidos foram organizados das Tabelas 7.32 a 7.36, retratando a evolução da produção qualitativa em cada poço ao longo do tempo e serviram de base para a calibração do modelo de previsão desenvolvido.

7.3.1 *Composição química*

O biogás, cuja monitorização se iniciou em Agosto de 1994 após as obras de requalificação do AS de Matosinhos, era o proveniente dos poços de desgaseificação da célula velha, apresentou elevados caudais desde o início da medição, enquanto que no modelo de previsão proposto é assumido que só no fim do 1º ano dos resíduos aterrados se inicia a emissão daquele gás. Com efeito, nas primeiras medições de campo foram registados caudais entre 8600 e 36000 m³/dia de biogás. O metano constituiu, logo à partida, a maior fracção na distribuição dos componentes do biogás, entre 55 e 60%, cabendo ao dióxido de carbono de 27 a 40%. Quer os caudais registados, quer a distribuição dos componentes do biogás, são justificados pelo estabelecimento de condições de libertação dos gases confinados na célula velha, com a instalação da rede de desgaseificação. A percentagem de metano acima dos 50% corresponde à fase de degradação que os resíduos tinham atingido naquela célula.

Apresentam-se valores da composição relativa do biogás em cada um dos poços ligados ao sistema de queima, evidenciando-se a composição à entrada do queimador, sempre com maior percentagem de CH_4 , fruto do controlo exercido em cada poço, de modo que este fosse o gás com maior percentagem. A não existência deste requisito redundava no encerramento da correspondente válvula.

Tabela 7.32 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (1999)

Nº		JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV
Poço 1	CH ₄	65.50%	62.50%	71.00%	65.00%	68.00%	70.50%	64.00%	63.00%	64.00%	65.00%	60.00%
	O ₂	0.70%	1.70%	0.20%	0.30%	0.20%	0.30%	0.50%	0.30%	1.00%	2.00%	0.60%
	CO ₂	31.00%	29.00%	28.00%	30.00%	31.00%	28.00%	35.00%	34.50%	29.00%	25.00%	37.00%
Poço 2	CH ₄	60.50%	50.00%	69.50%	67.00%	66.50%	63.00%	50.00%	70.50%	63%	60.00%	63.50%
	O ₂	2.50%	5.40%	0.10%	0.30%	0.50%	0.60%	5.40%	0.30%	1.50%	0.60%	0.70%
	CO ₂	27.00%	23.00%	30.00%	32.00%	31.00%	34.00%	23.00%	28.00%	30.00%	35.00%	33.00%
Poço 3	CH ₄	66.50%	65.00%	70.00%	67.00%	67.00%	71.00%	69.50%	63.50%	60.50%	68.50%	64.00%
	O ₂	1.50%	2.00%	0.20%	0.50%	0.40%	0.20%	0.30%	0.50%	2.50%	0.30%	0.60%
	CO ₂	26.00%	25.00%	29.00%	31.00%	31.00%	28.00%	29.00%	34.00%	27.00%	30.00%	33.00%
Poço 4	CH ₄	68.00%	69.00%	70.50%	68.00%	63.50%	70.00%	66.50%	65.50%	58.50%	68.00%	63.50%
	O ₂	0.60%	0.40%	0.30%	0.10%	0.50%	0.20%	0.30%	0.50%	3.30%	0.40%	0.70%
	CO ₂	29.00%	29.00%	28.00%	31.00%	34.00%	29.00%	32.00%	33.00%	25.00%	30.00%	33.00%
Poço 5	CH ₄	67.50%	62.50%	70.00%	60.00%	63.50%	62.00%	64.00%	64.00%	70.00%	65.50%	63.00%
	O ₂	0.90%	1.50%	0.20%	0.60%	0.50%	0.60%	0.80%	0.70%	0.20%	0.70%	0.60%
	CO ₂	28.00%	30.00%	29.00%	35.00%	34.00%	35.00%	32.00%	34.00%	29.00%	31.00%	34.00%
Poço 6	CH ₄	58.50%	66.00%	68.00%	63.00%	63.00%	67.50%	62.50%	69.50%	67.00%	67.00%	63.00%
	O ₂	3.30%	1.60%	0.40%	1.50%	0.60%	0.50%	1.70%	0.10%	0.40%	0.80%	0.60%
	CO ₂	25.00%	26.00%	30.00%	33.00%	34.00%	30.00%	29.00%	30.00%	31.00%	29.00%	34.00%
Poço 7	CH ₄	68.00%	68.50%	66.40%	64.00%	66.00%	62.80%	63.50%	64.00%	69.50%	62.50%	65.00%
	O ₂	0.40%	0.90%	0.30%	0.70%	0.40%	0.30%	0.50%	0.80%	0.10%	1.50%	0.60%
	CO ₂	30.00%	22.00%	29.00%	34.00%	32.00%	27.00%	34.00%	32.00%	30.00%	30.00%	32.00%
Poço 8	CH ₄	66.50%	65.50%	68.50%	65.50%	65.00%	66.00%	67.50%	63.00%	61.00%	67.50%	64.00%
	O ₂	0.30%	0.50%	0.10%	0.50%	0.40%	0.20%	0.30%	1.50%	0.30%	0.50%	0.60%
	CO ₂	32.00%	32.00%	31.00%	33.00%	33.00%	33.00%	31.00%	33.00%	32.00%	30.00%	33.00%
Poço 9	CH ₄	65.00%	65.50%	68.50%	60.00%	64.00%	61.50%	69.50%	64.00%	65.00%	67.00%	62.00%
	O ₂	0.60%	0.50%	0.30%	1.50%	0.60%	0.30%	0.30%	0.70%	1.00%	0.40%	0.60%
	CO ₂	32.00%	32.00%	30.00%	35.00%	33.00%	37.00%	29.00%	34.00%	30.00%	31.00%	35.00%
Poço 10	CH ₄	64.00%	16.00%	67.00%	64.50%	66.50%	61.50%	67.50%	64.00%	69.50%	50.50%	63.50%
	O ₂	0.80%	1.10%	0.40%	0.70%	0.30%	0.50%	0.30%	0.30%	0.10%	4.70%	0.50%
	CO ₂	32.00%	18.00%	31.00%	34.00%	32.00%	36.00%	31.00%	28.00%	30.00%	26.00%	34.00%
Poço 11	CH ₄	67.00%	67.00%	69.50%	70.00%	69.50%	70.50%	69.00%	63.00%	66.00%	66.50%	66.00%
	O ₂	0.80%	1.10%	0.40%	0.70%	0.30%	0.50%	0.30%	0.30%	0.10%	4.70%	0.50%
	CO ₂	30.00%	29.00%	30.00%	29.00%	30.00%	29.00%	29.00%	34.00%	29.00%	26.00%	32.00%
Poço 12	CH ₄	67.10%	73.50%	67.70%	66.70%	68.60%	68.80%	66.50%	67.90%	66.40%	63.40%	66.50%
	O ₂	0.90%	7.50%	0.30%	0.30%	0.40%	1.20%	0.50%	0.10%	0.60%	0.60%	0.50%
	CO ₂	31.00%	18.00%	31.00%	32.00%	30.00%	29.00%	32.00%	31.00%	32.00%	35.00%	32.00%
Poço 13	CH ₄	62.50%	12.00%	69.00%	65.00%	68.50%	67.00%	60.50%	50.00%	65.00%	65.00%	66.00%
	O ₂	4.50%	72.00%	1.00%	4.00%	9.50%	0.50%	11.50%	26.00%	9.00%	5.00%	1.00%
	CO ₂	32.00%	15.00%	29.00%	30.00%	21.00%	31.50%	27.00%	23.00%	25.00%	29.00%	32.00%
Poço 14	CH ₄	4.10%	9.10%	67.50%	65.00%	79.50%	66.00%	67.50%	62.50%	69.00%	62.50%	61.50%
	O ₂	11.30%	5.90%	0.50%	0.40%	0.10%	0.60%	0.90%	1.50%	0.40%	1.50%	0.90%
	CO ₂	9.10%	17.00%	30.00%	33.00%	20.00%	31.00%	28.00%	30.00%	29.00%	30.00%	34.00%
Poço 15	CH ₄	26.00%	50.00%	18.00%	30.00%	26.00%	24.00%	26.00%	40.00%	35.00%	33.00%	30.00%
	O ₂	13.00%	8.30%	15.10%	16.00%	16.00%	12.80%	16.00%	14.80%	14.00%	13.00%	10.90%
	CO ₂	13.00%	19.00%	2.80%	3.00%	12.00%	11.00%	12.00%	3.00%	9.00%	4.00%	11.00%
Poço 16	CH ₄	67.00%	51.70%	57.70%	67.00%	58.00%	67.60%	58.00%	66.00%	65.00%	61.00%	56.30%
	O ₂	2.00%	13.30%	15.30%	15.00%	11.00%	7.40%	15.00%	8.00%	10.00%	12.00%	10.70%
	CO ₂	29.00%	33.00%	25.00%	16.00%	29.00%	23.00%	25.00%	24.00%	23.00%	25.00%	31.00%
Queimador	CH ₄	52.60%	55.93%	56.48%	53.62%	64.12%	58.79%	59.71%	56.39%	59.23%	60.48%	54.77%
	O ₂	2.29%	3.34%	1.94%	2.26%	0.34%	1.49%	2.57%	2.01%	2.11%	2.47%	1.69%
	CO ₂	44.71%	40.34%	41.18%	43.72%	35.14%	39.32%	37.33%	41.19%	38.26%	36.65%	43.14%

Tabela 7.33 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2000)

Matosinhos. Características do Biogás - 2000													
Nº	Gás	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Poço 1	CH ₄	96.50%	62.00%	65.50%	64.50%	66.00%	63.00%	70.50%	70.50%	70.50%	70.50%	69.95%	70.00%
	O ₂	1.00%	0.70%	0.70%	0.50%	0.40%	1.60%	0.90%	0.90%	0.90%	0.90%	0.85%	0.92%
	CO ₂	30.00%	33.00%	31.00%	33.00%	32.00%	29.00%	25.00%	25.00%	25.00%	25.00%	28.80%	27.50%
Poço 2	CH ₄	51.50%	51.50%	57.50%	59.50%	55.50%	55.00%	57.50%	57.50%	57%	55.00%	55.75%	63.50%
	O ₂	5.50%	5.30%	4.10%	2.50%	6.50%	5.80%	5.90%	5.90%	5.69%	5.80%	5.29%	0.70%
	CO ₂	21.00%	22.00%	22.00%	28.00%	12.00%	16.00%	13.00%	13.00%	13.00%	16.00%	17.60%	33.00%
Poço 3	CH ₄	62.50%	62.00%	70.50%	66.00%	69.50%	68.50%	51.50%	51.50%	65.50%	61.50%	62.90%	62.00%
	O ₂	1.90%	2.20%	1.10%	1.00%	0.70%	1.50%	7.70%	7.70%	7.50%	2.90%	3.42%	2.20%
	CO ₂	28.00%	24.00%	24.00%	29.00%	27.00%	24.00%	10.00%	10.00%	27.00%	24.00%	22.70%	24.00%
Poço 4	CH ₄	62.50%	67.00%	67.00%	93.20%	74.50%	63.50%	64.00%	64.00%	66.00%	62.50%	68.42%	67.00%
	O ₂	1.10%	0.70%	0.60%	0.70%	0.50%	0.70%	2.80%	2.80%	0.60%	0.70%	1.12%	0.70%
	CO ₂	32.00%	31.00%	30.00%	3.30%	23.00%	33.00%	22.00%	22.00%	31.00%	34.00%	26.13%	31.00%
Poço 5	CH ₄	67.00%	67.50%	64.50%	63.50%	66.50%	65.50%	67.50%	67.50%	65.50%	67.50%	66.25%	66.50%
	O ₂	0.80%	0.90%	0.70%	0.50%	0.30%	0.30%	0.50%	0.50%	0.30%	0.50%	0.53%	0.30%
	CO ₂	29.00%	28.00%	32.00%	34.00%	32.00%	33.00%	30.00%	30.00%	33.00%	30.00%	31.10%	32.00%
Poço 6	CH ₄	68.50%	53.50%	65.50%	66.00%	68.00%	63.00%	55.00%	55.00%	62.50%	63.00%	62.00%	62.50%
	O ₂	0.70%	4.50%	0.90%	0.40%	0.20%	2.20%	5.80%	5.80%	1.90%	1.40%	2.38%	1.90%
	CO ₂	28.00%	24.00%	30.00%	32.00%	31.00%	26.00%	16.00%	16.00%	28.00%	30.00%	26.10%	28.00%
Poço 7	CH ₄	67.00%	66.50%	69.00%	69.50%	70.50%	65.00%	64.00%	64.00%	65.00%	64.50%	66.50%	66.50%
	O ₂	0.60%	0.30%	0.80%	0.30%	0.30%	0.40%	1.20%	1.20%	0.40%	0.90%	0.64%	0.30%
	CO ₂	30.00%	32.00%	27.00%	29.00%	28.00%	33.00%	30.00%	30.00%	33.00%	31.00%	30.30%	32.00%
Poço 8	CH ₄	63.50%	52.00%	63.50%	65.50%	67.50%	64.50%	73.50%	73.50%	65.00%	73.50%	66.20%	65.50%
	O ₂	0.90%	4.20%	0.70%	0.50%	0.30%	0.50%	0.30%	0.30%	0.40%	0.30%	0.84%	0.50%
	CO ₂	32.00%	27.00%	33.00%	32.00%	31.00%	33.00%	25.00%	25.00%	33.00%	25.00%	29.60%	32.00%
Poço 9	CH ₄	69.00%	72.00%	65.00%	66.00%	66.50%	63.00%	50.50%	50.50%	63.00%	63.50%	62.90%	63.00%
	O ₂	1.00%	0.40%	0.80%	0.60%	0.30%	0.40%	5.50%	5.50%	0.40%	1.30%	1.62%	0.40%
	CO ₂	26.00%	26.00%	31.00%	31.00%	32.00%	35.00%	22.00%	22.00%	35.00%	30.00%	29.00%	35.00%
Poço 10	CH ₄	68.00%	70.50%	73.00%	70.00%	69.50%	69.00%	73.00%	73.00%	73.50%	71.00%	71.05%	70.00%
	O ₂	0.60%	0.30%	0.80%	0.20%	0.30%	0.20%	0.20%	0.20%	0.30%	0.20%	0.33%	0.20%
	CO ₂	29.00%	28.00%	23.00%	29.00%	29.00%	30.00%	26.00%	26.00%	25.00%	28.00%	27.30%	29.00%
Poço 11	CH ₄	64.00%	69.00%	66.00%	66.50%	66.50%	69.50%	71.50%	71.50%	71.50%	64.50%	68.05%	69.50%
	O ₂	1.00%	0.20%	0.40%	0.50%	0.30%	0.30%	0.30%	0.30%	0.30%	0.30%	0.39%	0.30%
	CO ₂	31.00%	30.00%	32.00%	31.00%	32.00%	29.00%	27.00%	27.00%	27.00%	34.00%	30.00%	29.00%
Poço 12	CH ₄	66.50%	66.00%	66.50%	67.50%	67.00%	67.50%	70.00%	70.00%	68.50%	66.50%	67.60%	67.00%
	O ₂	0.50%	0.60%	1.10%	0.30%	0.40%	0.30%	0.60%	0.60%	10.00%	0.30%	0.48%	0.40%
	CO ₂	31.00%	31.00%	28.00%	31.00%	31.00%	31.00%	27.00%	27.00%	31.00%	32.00%	30.00%	31.00%
Poço 13	CH ₄	61.00%	63.00%	68.00%	64.50%	66.00%	65.50%	67.00%	67.00%	66.50%	66.50%	65.50%	66.00%
	O ₂	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	2.20%	1.30%	1.54%	1.20%
	CO ₂	28.00%	28.00%	24.00%	28.00%	28.00%	28.00%	24.00%	24.00%	29.00%	27.00%	26.80%	28.00%
Poço 14	CH ₄	64.00%	68.00%	44.00%	85.50%	89.00%	75.50%	38.00%	38.00%	93.50%	74.50%	67.00%	68.00%
	O ₂	0.60%	0.50%	0.70%	0.60%	0.20%	0.30%	0.30%	0.30%	0.30%	0.30%	0.41%	0.50%
	CO ₂	31.00%	33.00%	29.00%	30.00%	30.00%	30.00%	24.00%	24.00%	30.00%	28.00%	28.90%	33.00%
Poço 15	CH ₄	41.00%	36.00%	89.00%	33.00%	36.00%	28.00%	35.00%	35.00%	32.00%	38.00%	40.30%	41.00%
	O ₂	11.00%	9.90%	15.00%	8.70%	6.60%	7.70%	7.40%	7.40%	7.20%	6.50%	8.74%	11.00%
	CO ₂	8.70%	11.00%	16.00%	11.00%	11.00%	8.40%	10.00%	10.00%	10.00%	12.00%	10.81%	8.70%
Poço 16	CH ₄	43.00%	53.00%	65.00%	65.50%	53.70%	61.00%	57.50%	57.50%	58.50%	57.50%	57.22%	57.50%
	O ₂	8.40%	11.70%	3.20%	0.70%	7.30%	4.80%	5.10%	5.10%	4.90%	5.10%	5.63%	5.10%
	CO ₂	15.00%	14.00%	19.00%	31.00%	9.80%	15.00%	17.00%	17.00%	17.00%	17.00%	17.18%	17.00%
Queimador	CH ₄	60.93%	58.16%	59.60%	61.31%	60.50%	61.68%	51.92%	54.34%	58.07%	59.29%	57.24%	56.40%
	O ₂	2.27%	2.65%	1.90%	1.16%	1.54%	1.79%	2.51%	2.63%	2.41%	1.67%	1.92%	1.46%
	CO ₂	35.80%	38.19%	37.50%	36.53%	36.96%	35.53%	44.57%	42.04%	38.52%	38.04%	39.84%	41.13%

Tabela 7.34 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2001)

Nº	Gás	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Poço 1	CH ₄	65.0%	62.0%	69.0%	66.0%	64.0%	67.5%	63.4%	67.5%	57.3%	63.4%	64.2%	62.1%
	CO ₂	30.0%	33.0%	27.0%	26.0%	28.0%	18.0%	16.0%	19.0%	26.4%	31.0%	29.3%	33.2%
	O ₂	1.0%	0.0%	0.3%	0.2%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%
Poço 2	CH ₄	55.0%	51.5%	42.0%	61.5%	51.2%	54.0%	50.7%	54.0%	45.8%	50.7%	51.4%	49.7%
	CO ₂	39.0%	0.0%	18.0%	7.0%	33.6%	21.6%	19.2%	22.8%	31.7%	37.2%	35.2%	39.8%
	O ₂	0.0%	5.3%	8.0%	6.3%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%
Poço 3	CH ₄	52.0%	62.0%	72.5%	69.0%	56.0%	56.0%	66.0%	65.4%	57.3%	66.0%	56.6%	62.3%
	CO ₂	20.0%	21.0%	24.0%	22.0%	25.0%	26.0%	27.0%	27.5%	34.3%	34.3%	33.0%	29.3%
	O ₂	1.2%	2.2%	0.7%	2.6%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%
Poço 4	CH ₄	62.5%	64.0%	65.5%	68.0%	54.9%	54.9%	64.7%	64.1%	56.2%	64.7%	55.5%	61.1%
	CO ₂	32.0%	31.0%	20.0%	22.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%
	O ₂	1.1%	0.7%	2.9%	2.0%	0.8%	0.8%	0.8%	0.8%	0.8%	0.8%	0.8%	0.8%
Poço 5	CH ₄	67.0%	67.5%	68.0%	69.5%	65.9%	65.9%	77.6%	76.9%	67.4%	77.6%	66.6%	73.3%
	CO ₂	29.0%	28.0%	27.0%	20.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%	17.0%
	O ₂	0.8%	0.9%	1.0%	2.0%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%
Poço 6	CH ₄	68.5%	53.5%	24.5%	48.5%	73.0%	71.0%	67.3%	68.9%	73.0%	69.0%	67.8%	71.2%
	CO ₂	28.0%	24.0%	18.0%	19.0%	17.0%	21.0%	22.0%	21.0%	19.0%	23.0%	18.5%	25.4%
	O ₂	0.7%	4.5%	11.5%	10.3%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%
Poço 7	CH ₄	67.0%	66.5%	68.5%	65.0%	74.0%	74.5%	73.2%	71.0%	70.4%	70.3%	65.4%	68.2%
	CO ₂	30.0%	32.0%	25.0%	11.0%	7.0%	7.0%	7.0%	7.0%	7.0%	7.0%	7.0%	7.0%
	O ₂	0.6%	0.3%	1.3%	4.8%	1.7%	1.7%	1.7%	1.7%	1.7%	1.7%	1.7%	1.7%
Poço 8	CH ₄	63.5%	52.0%	68.5%	65.0%	72.0%	72.5%	67.0%	69.0%	66.0%	65.0%	68.0%	71.0%
	CO ₂	32.0%	27.0%	30.0%	28.0%	24.0%	22.0%	23.0%	24.0%	18.0%	27.0%	28.0%	26.0%
	O ₂	0.9%	4.2%	0.3%	4.6%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%	1.9%
Poço 9	CH ₄	69.0%	72.0%	66.5%	68.0%	65.0%	64.0%	66.0%	63.0%	64.0%	65.0%	67.0%	65.0%
	CO ₂	26.0%	26.0%	32.0%	20.0%	26.0%	24.0%	26.0%	25.0%	26.0%	27.0%	26.0%	26.0%
	O ₂	1.0%	0.4%	0.3%	3.0%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%
Poço 10	CH ₄	68.0%	70.5%	65.0%	67.0%	62.0%	68.0%	66.0%	68.0%	71.0%	72.0%	69.8%	70.0%
	CO ₂	29.0%	28.0%	20.0%	20.0%	23.0%	25.0%	26.0%	28.0%	27.0%	26.0%	28.0%	27.0%
	O ₂	3.0%	1.5%	15.0%	13.0%	15.0%	7.0%	8.0%	4.0%	2.0%	2.0%	2.2%	3.0%
Poço 11	CH ₄	64.0%	69.0%	69.5%	55.5%	60.0%	68.0%	64.0%	66.0%	62.0%	66.0%	62.0%	63.0%
	CO ₂	31.0%	30.0%	30.0%	22.0%	27.0%	28.0%	26.0%	27.0%	28.0%	24.0%	26.0%	24.0%
	O ₂	5.0%	0.2%	0.1%	0.5%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%
Poço 12	CH ₄	66.5%	66.0%	68.0%	73.0%	71.0%	72.0%	70.0%	69.0%	66.0%	70.0%	71.0%	72.0%
	CO ₂	31.0%	31.0%	21.0%	17.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%
	O ₂	2.5%	0.6%	1.2%	0.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%	1.4%
Poço 13	CH ₄	61.0%	63.0%	72.5%	73.5%	62.0%	63.0%	61.0%	60.0%	61.0%	60.5%	63.0%	64.0%
	CO ₂	28.0%	28.0%	18.0%	20.0%	19.0%	19.0%	19.0%	19.0%	19.0%	19.0%	19.0%	19.0%
	O ₂	11.0%	9.0%	9.5%	6.5%	19.0%	18.0%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%	1.3%
Poço 14	CH ₄	64.0%	60.0%	18.5%	32.5%	74.5%	73.0%	72.1%	71.3%	70.2%	70.0%	74.5%	71.0%
	CO ₂	31.0%	33.0%	16.0%	12.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%	18.0%
	O ₂	5.0%	7.0%	3.0%	4.9%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
Poço 15	CH ₄	41.0%	36.0%	31.0%	24.0%	30.0%	40.0%	44.0%	44.0%	50.0%	51.0%	50.0%	46.0%
	CO ₂	8.7%	11.0%	9.2%	5.2%	5.3%	5.3%	5.3%	5.3%	5.3%	5.3%	5.3%	5.3%
	O ₂	10.4%	9.9%	7.6%	8.8%	3.5%	3.5%	3.5%	3.5%	3.5%	3.5%	3.5%	3.5%
Poço 16	CH ₄	43.0%	53.0%	53.0%	54.0%	57.2%	57.2%	57.2%	57.2%	57.2%	57.2%	57.2%	57.2%
	CO ₂	15.0%	14.0%	7.4%	13.0%	10.2%	10.2%	10.2%	10.2%	10.2%	10.2%	10.2%	10.2%
	O ₂	11.4%	11.7%	10.3%	6.1%	5.4%	5.4%	5.4%	5.4%	5.4%	5.4%	5.4%	5.4%
Queimador	CH ₄	58.62%	57.50%	51.89%	55.20%	57.08%	62.50%	61.89%	58.24%	55.33%	61.86%	56.81%	56.48%
	CO ₂	31.88%	28.78%	24.84%	20.60%	24.20%	21.54%	21.51%	22.17%	23.34%	24.72%	24.32%	24.81%
	O ₂	8.50%	9.71%	19.27%	12.60%	5.30%	14.96%	15.60%	18.59%	20.33%	12.42%	12.71%	11.47%

Tabela 7.35 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2002)

Nº	Gás	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Poço 1	CH ₄	63.30%	61.20%	49.00%	47.10%	60.50%	48.50%	67.00%	53.00%	49.50%	45.00%	42.30%	52.00%
	CO ₂	26.3%	25.9%	20.7%	15.2%	27.9%	22.9%	31.0%	29.0%	23.0%	22.5%	20.0%	27.4%
	O ₂	0.2%	0.2%	0.2%	5.0%	0.1%	1.0%	0.0%	1.1%	1.5%	2.6%	2.2%	0.5%
Poço 2	CH ₄	63.6%	55.8%	44.6%	23.8%	60.7%	16.7%	67.0%	15.5%	21.3%	30.0%	40.9%	34.5%
	CO ₂	26.6%	24.6%	19.7%	14.5%	28.4%	12.8%	32.5%	20.3%	20.5%	21.9%	21.2%	24.1%
	O ₂	0.4%	1.3%	1.0%	4.5%	0.1%	6.7%	0.0%	1.2%	1.0%	0.8%	1.0%	0.1%
Poço 3	CH ₄	60.9%	56.3%	45.0%	26.3%	61.2%	23.9%	65.0%	26.0%	30.2%	26.4%	42.2%	30.0%
	CO ₂	23.5%	24.9%	19.9%	15.3%	28.7%	18.6%	32.0%	20.0%	27.8%	22.0%	23.0%	23.1%
	O ₂	0.3%	1.2%	1.0%	5.2%	0.4%	0.6%	0.0%	1.0%	1.0%	0.6%	1.5%	1.2%
Poço 4	CH ₄	62.0%	62.0%	49.6%	26.5%	61.4%	36.0%	66.6%	24.0%	30.5%	32.0%	45.2%	40.5%
	CO ₂	28.5%	27.0%	21.6%	14.7%	27.2%	17.0%	33.0%	17.8%	15.2%	23.1%	22.0%	26.5%
	O ₂	0.1%	0.1%	0.1%	4.2%	0.1%	1.4%	0.0%	7.5%	5.0%	0.8%	2.4%	0.3%
Poço 5	CH ₄	61.0%	60.6%	48.5%	26.4%	59.0%	49.4%	61.0%	54.0%	49.6%	41.8%	45.5%	49.5%
	CO ₂	28.2%	27.1%	21.7%	15.2%	25.1%	24.7%	32.0%	30.0%	28.5%	23.6%	27.2%	28.0%
	O ₂	0.3%	0.1%	0.1%	4.3%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	0.2%	1.5%	1.6%	1.1%
Poço 6	CH ₄	62.7%	59.1%	47.3%	25.9%	47.1%	44.1%	38.5%	51.0%	48.3%	37.7%	47.2%	44.5%
	CO ₂	26.5%	26.2%	21.0%	14.5%	20.2%	23.1%	28.0%	29.3%	27.8%	21.6%	26.6%	27.1%
	O ₂	0.1%	0.7%	0.6%	4.8%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	0.3%	2.6%	1.5%	1.4%
Poço 7	CH ₄	63.4%	59.4%	47.5%	26.8%	58.3%	21.0%	62.0%	20.0%	30.5%	33.3%	42.2%	32.5%
	CO ₂	26.4%	27.0%	21.6%	13.8%	22.9%	11.3%	37.0%	13.6%	12.8%	22.4%	26.5%	27.2%
	O ₂	0.1%	0.6%	0.5%	4.2%	0.1%	10.5%	0.1%	12.0%	10.2%	2.1%	2.6%	0.8%
Poço 8	CH ₄	61.8%	61.5%	49.2%	26.3%	60.4%	58.3%	62.0%	62.0%	57.3%	36.7%	44.2%	49.0%
	CO ₂	28.2%	28.1%	22.5%	14.5%	25.1%	25.7%	34.5%	34.5%	30.2%	22.8%	23.6%	29.0%
	O ₂	0.1%	0.2%	0.2%	3.6%	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.2%	3.4%	2.3%	1.5%
Poço 9	CH ₄	60.4%	60.2%	48.2%	27.3%	58.3%	57.1%	63.0%	56.2%	60.1%	41.6%	50.2%	27.0%
	CO ₂	29.5%	28.1%	22.5%	15.2%	24.7%	26.0%	36.0%	24.0%	25.4%	24.9%	23.2%	32.5%
	O ₂	0.3%	0.2%	0.2%	2.9%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	1.6%	2.6%	1.2%	0.8%
Poço 10	CH ₄	60.5%	58.8%	47.0%	25.6%	59.5%	27.1%	62.3%	25.5%	30.2%	17.8%	36.6%	20.5%
	CO ₂	28.4%	27.1%	21.7%	15.0%	26.0%	20.1%	37.5%	27.3%	25.6%	20.9%	20.5%	17.5%
	O ₂	0.2%	0.7%	0.6%	4.1%	0.1%	0.1%	0.0%	0.2%	1.3%	0.2%	1.1%	7.3%
Poço 11	CH ₄	61.4%	61.0%	48.8%	25.5%	60.3%	55.4%	63.3%	56.0%	50.2%	41.9%	56.4%	59.0%
	CO ₂	28.9%	27.1%	21.7%	15.9%	25.0%	25.2%	36.6%	34.5%	32.1%	26.1%	22.3%	31.0%
	O ₂	0.2%	0.2%	0.2%	5.0%	0.1%	0.2%	0.0%	0.3%	0.4%	0.6%	0.2%	0.2%
Poço 12	CH ₄	59.9%	55.7%	44.6%	26.9%	56.9%	34.1%	59.0%	26.0%	25.4%	15.4%	32.4%	31.0%
	CO ₂	26.6%	23.9%	19.1%	15.7%	24.7%	21.0%	36.0%	27.5%	27.3%	20.0%	20.6%	25.7%
	O ₂	0.2%	1.4%	1.1%	2.2%	0.2%	0.9%	0.0%	1.2%	1.0%	1.6%	1.0%	0.8%
Poço 13	CH ₄	61.0%	43.6%	34.9%	24.4%	53.8%	30.0%	61.0%	21.5%	22.4%	17.5%	34.8%	25.0%
	CO ₂	29.0%	21.0%	16.8%	15.4%	23.9%	19.0%	38.2%	22.7%	21.5%	18.2%	21.9%	19.8%
	O ₂	0.2%	3.3%	2.6%	2.8%	0.1%	0.2%	0.1%	5.0%	4.3%	3.1%	1.8%	2.6%
Poço 14	CH ₄	60.9%	30.0%	24.0%	14.3%	59.8%	22.9%	61.0%	14.0%	16.2%	11.1%	26.7%	15.0%
	CO ₂	29.2%	16.4%	13.1%	12.0%	24.1%	7.6%	38.5%	25.4%	27.0%	16.4%	23.1%	18.6%
	O ₂	0.2%	7.5%	6.0%	5.2%	0.5%	0.1%	0.0%	0.7%	1.1%	4.1%	0.2%	2.8%
Poço 15	CH ₄							4.5%	0.3%	0.5%	0.1%	0.2%	0.2%
	CO ₂							4.2%	2.2%	3.2%	1.0%	1.0%	1.3%
	O ₂							16.8%	19.1%	18.0%	17.3%	18.0%	20.1%
Poço 16	CH ₄	62.5%	43.4%	34.7%	19.7%	59.6%	24.0%	59.3%	50.0%	56.4%	59.2%	50.6%	51.2%
	CO ₂	27.1%	20.0%	16.0%	13.4%	25.2%	13.3%	35.3%	31.5%	30.6%	26.3%	26.8%	25.8%
	O ₂	0.1%	1.1%	0.9%	4.0%	0.2%	8.1%	1.0%	0.1%	0.3%	0.2%	0.6%	0.5%
Poço 17	CH ₄	62.0%	55.1%	44.1%	23.9%	61.1%	54.2%	60.6%	56.0%	58.9%	54.7%	52.3%	53.2%
	CO ₂	28.2%	25.4%	20.3%	15.0%	26.8%	24.7%	34.2%	33.5%	32.5%	25.4%	23.4%	24.6%
	O ₂	0.1%	0.1%	0.1%	6.2%	0.1%	0.2%	0.1%	0.2%	0.3%	1.4%	0.6%	1.1%
Queimador	CH ₄	59.24%	53.02%	42.42%	42.10%	47.80%	43.30%	48.30%	44.00%	45.00%	45.60%	46.80%	47.30%
	CO ₂	32.53%	29.49%	23.59%	17.35%	29.94%	23.08%	32.00%	29.37%	28.53%	24.93%	25.88%	28.40%
	O ₂	7.23%	13.49%	14.20%	16.20%	21.26%	18.00%	18.70%	18.00%	17.30%	16.70%	15.70%	14.80%

Tabela 7.36 – Composição do biogás do aterro de Matosinhos (2003)

Nº	Gás	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Poço 1	CH ₄	62.1%	61.0%	68.8%	67.2%	51.0%	55.8%	44.2%	53.2%	52.9%	53.0%	56.0%	44.5%
	CO ₂	31.2%	28.9%	31.0%	30.5%	28.4%	27.5%	18.8%	31.5%	25.3%	26.1%	26.2%	25.0%
	O ₂	0.4%	0.5%	0.0%	0.2%	0.0%	0.3%	0.0%	0.1%	0.0%	0.4%	1.6%	0.3%
Poço 2	CH ₄	42.3%	49.8%	68.4%	67.9%	15.5%	43.5%	43.9%	40.1%	42.3%	44.0%	37.5%	26.5%
	CO ₂	22.4%	25.3%	31.5%	30.4%	17.6%	22.9%	18.1%	18.6%	24.6%	23.0%	21.9%	18.8%
	O ₂	1.1%	0.6%	0.0%	0.4%	6.4%	1.4%	0.0%	0.3%	0.1%	0.5%	1.5%	4.6%
Poço 3	CH ₄	46.2%	51.2%	68.0%	65.4%	46.5%	47.3%	44.3%	45.2%	46.5%	47.0%	37.5%	22.5%
	CO ₂	28.0%	26.4%	31.3%	30.7%	30.5%	25.9%	19.2%	25.6%	24.6%	24.3%	25.2%	19.0%
	O ₂	1.0%	0.9%	0.0%	0.2%	0.1%	0.8%	0.0%	0.0%	0.5%	0.4%	0.7%	4.8%
Poço 4	CH ₄	44.3%	50.1%	67.4%	68.2%	38.5%	47.3%	45.2%	38.6%	36.2%	39.5%	55.0%	37.5%
	CO ₂	24.6%	23.4%	32.4%	31.4%	25.8%	26.3%	19.7%	28.2%	27.2%	21.7%	28.2%	26.4%
	O ₂	0.2%	0.5%	0.0%	0.0%	0.5%	0.2%	0.0%	0.2%	0.4%	0.1%	0.0%	0.0%
Poço 5	CH ₄	64.2%	63.2%	68.3%	67.9%	47.0%	53.4%	38.0%	40.0%	56.4%	56.0%	60.0%	26.0%
	CO ₂	22.4%	23.5%	31.0%	30.5%	26.6%	25.2%	15.6%	25.4%	24.6%	26.0%	27.8%	23.4%
	O ₂	1.2%	1.0%	0.0%	0.0%	1.1%	0.4%	0.0%	0.3%	0.4%	0.0%	0.3%	0.4%
Poço 6	CH ₄	44.0%	46.2%	67.4%	66.7%	40.0%	50.3%	45.0%	52.3%	55.9%	55.0%	57.0%	24.0%
	CO ₂	22.3%	23.4%	30.5%	31.4%	21.6%	25.9%	21.1%	31.4%	29.6%	26.0%	26.0%	22.0%
	O ₂	10.4%	9.8%	0.0%	0.1%	4.4%	2.9%	0.0%	0.3%	0.4%	0.0%	4.8%	1.2%
Poço 7	CH ₄	58.0%	57.2%	68.7%	67.8%	47.5%	53.1%	42.1%	56.2%	56.2%	53.2%	59.0%	18.5%
	CO ₂	28.4%	27.6%	30.5%	30.9%	25.8%	26.6%	20.1%	28.5%	29.5%	21.4%	28.8%	21.6%
	O ₂	0.4%	0.6%	0.1%	0.1%	1.2%	0.4%	0.0%	0.4%	0.2%	0.4%	0.3%	0.6%
Poço 8	CH ₄	66.0%	65.4%	67.6%	67.9%	27.2%	50.3%	43.9%	60.3%	40.4%	25.5%	67.5%	21.9%
	CO ₂	32.0%	31.4%	32.0%	31.8%	10.9%	25.7%	20.7%	30.1%	20.4%	20.1%	32.0%	20.9%
	O ₂	0.1%	0.2%	0.0%	0.0%	2.4%	0.8%	0.0%	0.0%	0.2%	2.7%	0.1%	2.7%
Poço 9	CH ₄	60.0%	49.5%	66.6%	65.9%	23.5%	50.6%	45.8%	54.7%	37.8%	26.1%	64.0%	62.9%
	CO ₂	31.0%	32.0%	33.3%	33.4%	18.9%	28.3%	21.2%	30.2%	25.6%	21.4%	31.5%	33.0%
	O ₂	0.4%	0.3%	0.0%	0.0%	8.1%	0.9%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.9%	0.0%
Poço 10	CH ₄	28.0%	36.0%	66.3%	64.8%	14.5%	44.8%	46.0%	45.2%	52.0%	58.0%	38.0%	44.5%
	CO ₂	22.4%	27.8%	33.6%	34.2%	23.2%	27.5%	21.3%	22.5%	32.5%	30.0%	27.1%	27.9%
	O ₂	0.0%	0.2%	0.0%	0.1%	2.1%	0.4%	0.0%	0.0%	0.3%	0.3%	0.5%	1.1%
Poço 11	CH ₄	65.0%	62.0%	66.0%	65.2%	36.5%	59.3%	46.4%	60.3%	63.2%	63.0%	61.0%	64.0%
	CO ₂	32.0%	33.5%	33.0%	34.2%	28.4%	31.3%	21.0%	32.0%	32.2%	32.0%	32.0%	34.0%
	O ₂	0.3%	0.4%	0.0%	0.1%	0.5%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Poço 12	CH ₄	48.0%	47.0%	66.3%	65.9%	7.7%	47.4%	41.8%	53.4%	57.0%	54.0%	37.5%	42.5%
	CO ₂	27.1%	29.4%	0.1%	10.6%	21.3%	22.8%	20.9%	26.7%	29.7%	30.0%	26.7%	28.7%
	O ₂	0.4%	0.2%	0.0%	0.0%	3.2%	0.6%	0.0%	0.2%	0.4%	0.5%	0.0%	1.4%
Poço 13	CH ₄	34.5%	35.5%	65.3%	64.5%	15.5%	44.5%	44.8%	46.5%	53.4%	54.0%	35.5%	40.0%
	CO ₂	23.2%	24.6%	34.5%	34.2%	20.8%	27.3%	21.1%	24.3%	34.2%	31.2%	25.6%	27.1%
	O ₂	2.1%	2.4%	0.0%	0.0%	4.2%	1.2%	0.0%	0.1%	0.0%	0.5%	2.1%	2.0%
Poço 14	CH ₄	25.0%	24.0%	64.3%	65.2%	9.9%	37.4%	42.6%	38.7%	53.6%	52.0%	13.0%	23.4%
	CO ₂	22.4%	23.3%	34.9%	33.9%	16.0%	24.6%	20.6%	22.5%	32.1%	31.4%	14.4%	19.5%
	O ₂	0.1%	0.1%	0.0%	0.1%	6.7%	1.6%	0.1%	0.1%	0.1%	0.6%	10.0%	0.1%
Poço 15	CH ₄	0.1%	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.2%	0.2%	0.3%	0.2%	0.2%	0.2%	0.1%
	CO ₂	1.2%	1.1%	1.1%	1.2%	0.8%	1.1%	1.0%	1.3%	1.2%	1.0%	1.3%	1.0%
	O ₂	18.0%	17.3%	15.4%	16.4%	19.9%	16.3%	14.7%	15.0%	16.3%	16.2%	15.4%	14.6%
Poço 16	CH ₄	56.4%	58.2%	64.5%	62.4%	10.5%	43.9%	18.3%	57.2%	47.5%	46.2%	49.2%	12.0%
	CO ₂	22.3%	23.2%	35.1%	36.2%	7.2%	21.6%	12.6%	25.6%	20.4%	24.3%	23.4%	7.4%
	O ₂	0.8%	0.7%	0.2%	0.4%	3.7%	3.3%	7.4%	3.2%	1.3%	1.0%	1.2%	16.1%
Poço 17	CH ₄	56.4%	55.2%	63.6%	62.9%	33.5%	45.8%	19.0%	23.4%	55.4%	56.2%	50.1%	28.5%
	CO ₂	25.1%	23.2%	35.8%	34.9%	5.5%	19.2%	13.0%	15.6%	12.2%	12.3%	13.5%	20.2%
	O ₂	1.3%	1.0%	0.0%	1.2%	4.0%	2.8%	6.6%	4.3%	1.2%	0.9%	3.0%	7.2%
Queimador	CH ₄	46.15%	46.91%	43.70%	43.26%	35.00%	36.50%	37.96%	35.40%	36.80%	37.20%	36.20%	32.90%
	CO ₂	28.40%	29.00%	28.79%	29.37%	32.00%	28.00%	27.00%	27.00%	25.04%	26.00%	24.09%	26.00%
	O ₂	2.36%	2.26%	0.98%	1.19%	4.28%	2.13%	1.80%	1.53%	1.37%	1.51%	2.55%	3.55%

Até 2002 o biogás produzido no AS de Matosinhos era maioritariamente constituído por CH₄ em mais de 50%, característica da fase IV dos aterros (fase de fermentação metanogénica) começando a decrescer a partir daí para valores entre 30 e 40%, apresentando uma tendência gradualmente decrescente até ao fim do ano de 2003 (Figura 7.55). No entanto, continua a ser este gás o que apresenta maior percentagem na constituição do biogás. O decréscimo era esperado, uma vez que até 1999 os RSU constituíam até 60% dos resíduos depositados no aterro, passando a representar, a partir dessa data, entre 17 e 40%. Acresce que foram depositadas quantidades de terras bastante expressivas (representando de 20 a 40% do total de resíduos depositados no aterro entre 1994 e 2003), muitas delas com características arenosa-sabrosas, que foram gradualmente sofrendo o efeito da densificação e, deste modo, contribuindo para a dificuldade de penetração de água na massa de resíduos, constatado pelas análises do teor de humidade avaliados nas amostras em profundidade. Com efeito, o teor de humidade registado nas amostras recolhidas varia, para o mínimo, entre 10% e 18% e, para o máximo, entre 28 a 44%, onde se incluem amostras extraídas numa campanha de Inverno e outra de Verão. A carência de água é um factor que retarda o metabolismo microbiano e, em consequência, a produção de biogás, retardando a estabilização dos resíduos em aterro.

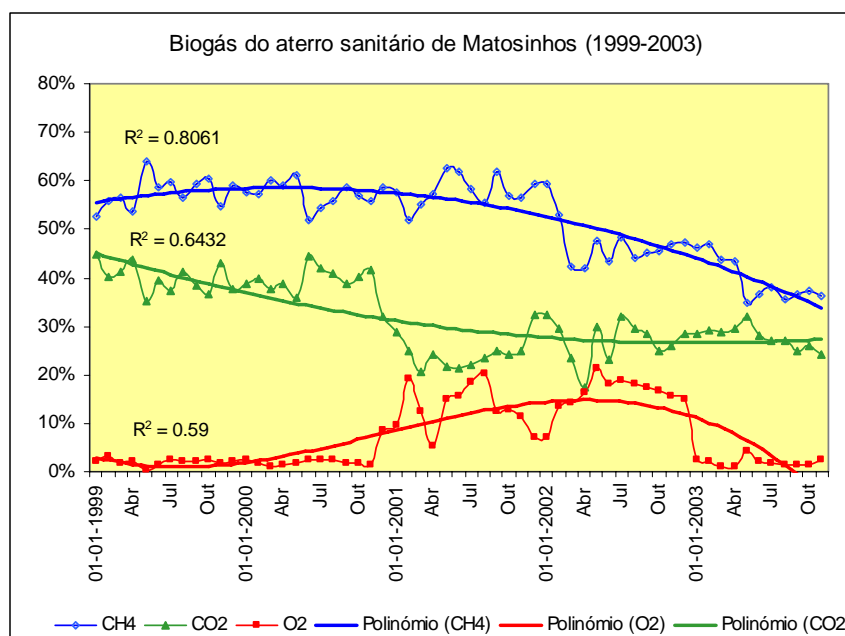


Figura 7.55 – Composição média mensal do biogás no período de 1999-2003

Nos gráficos das Figuras 7.56 a 7.60 apresenta-se a evolução anual da composição do biogás no AS.

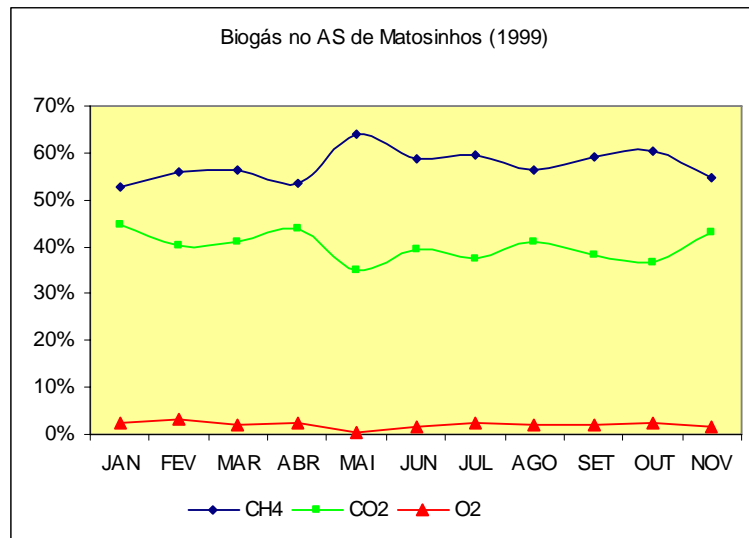


Figura 7.56 – Composição média mensal do biogás em 1999

A Figura 7.56 mostra que o CH_4 apresenta valores médios superiores a 55%. Corresponde a uma data em que o AS estava em exploração há 4 anos, com uma fase metanogénica acentuada. A produção de CO_2 apresenta variação entre 35 e 45%.

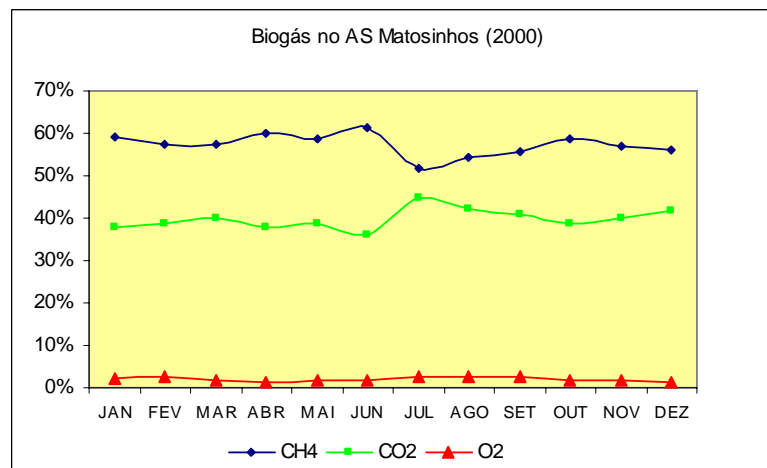


Figura 7.57 - Composição média mensal do biogás em 2000

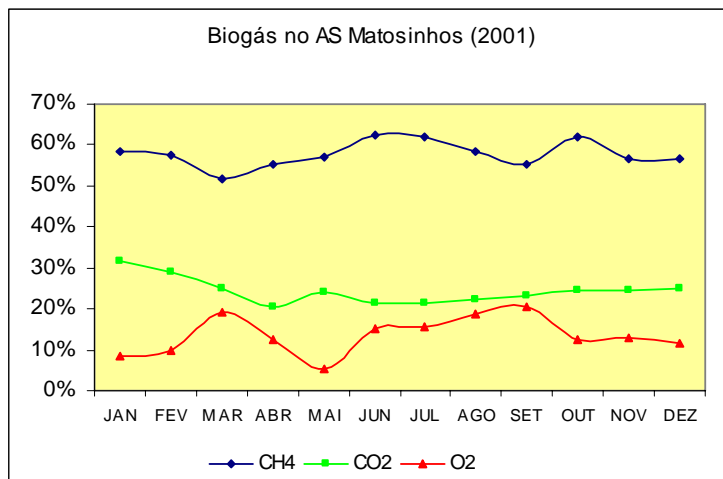


Figura 7.58 - Composição média mensal do biogás em 2001

Durante os anos de 2000 e 2001 a geração de biogás manteve o padrão característico da fase metanogénica com a particularidade de em 2001 se ter registado a maior produção de CH_4 a partir de Maio e até meados do ano 2002. Também se constata que o teor de oxigénio apresenta valores entre 10 e 20%, que é superior ao que teoricamente seria de esperar, podendo indicar a entrada deste gás por via da aspiração a partir do equipamento de queima.

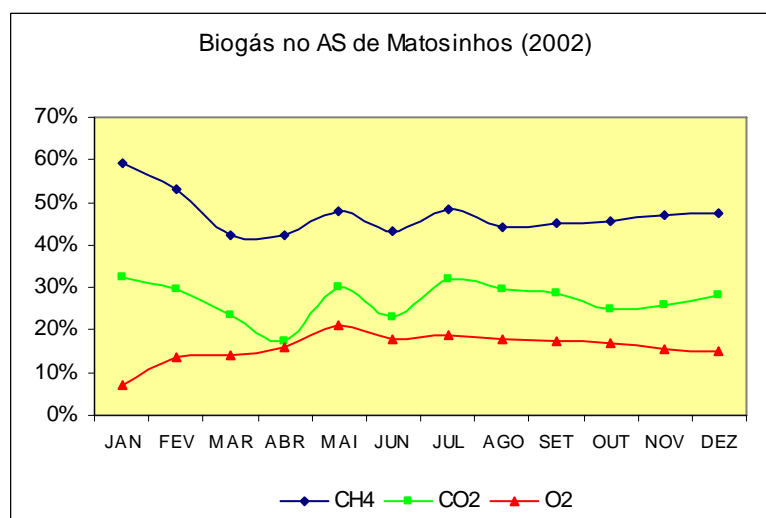


Figura 7.59 - Composição média mensal do biogás em 2002

A produção de teores de CH_4 inferiores a 45% coincide com um período de carência de água no aterro devido à estiagem observada, reforçando a convicção de que a água é um elemento limitante e indispensável para a estabilização dos RSU em aterro, especialmente os RUB.

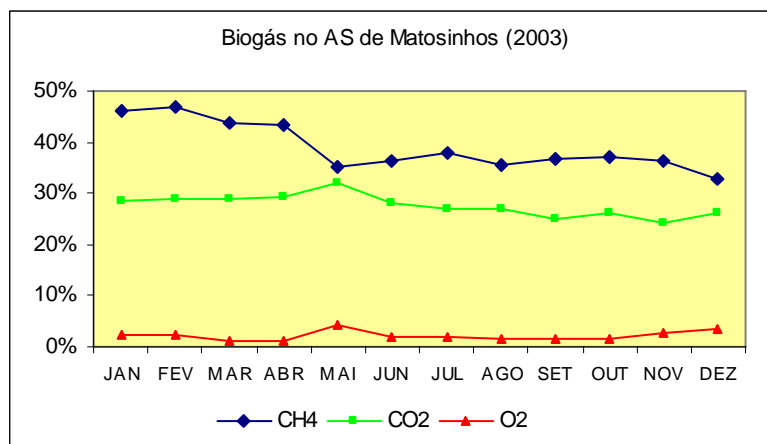


Figura 7.60 - Composição média mensal do biogás em 2003

Nos primeiros 4 meses de 2003 observou-se que a geração de metano, volta a ser superior a 40%, coincidente com a pluviosidade caída de Outubro do ano anterior até os primeiros meses do ano em análise, introduzindo humidade necessária à massa de resíduos para a actividade microbiana, também traduzida nos níveis freáticos dos poços piezométricos, que passaram da cota -8.00 para a cota -2.00m. A partir do 5º mês a produção de CH_4 e de CO_2 começou um movimento convergente, característico da fase de decaimento endógeno do aterro e a lenta biodegradação da matéria orgânica presente.

7.3.2 Previsão da produção de biogás através do modelo matemático

Na Figura 7.61 apresenta-se o gráfico com a produção anual e acumulada do AS de Matosinhos de acordo com os resultados do modelo proposto.

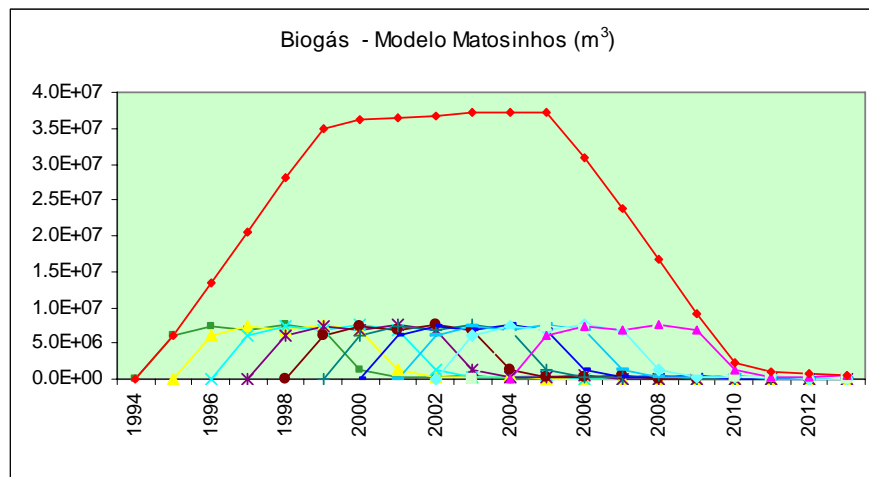


Figura 7.61 – Produção de biogás. Modelo Matosinhos, por célula anual e acumulado

Na Figura 7.62 apresentam-se os gráficos da produção de biogás segundo os modelos de Matosinhos e LandGEM, que evidenciam um padrão semelhante.

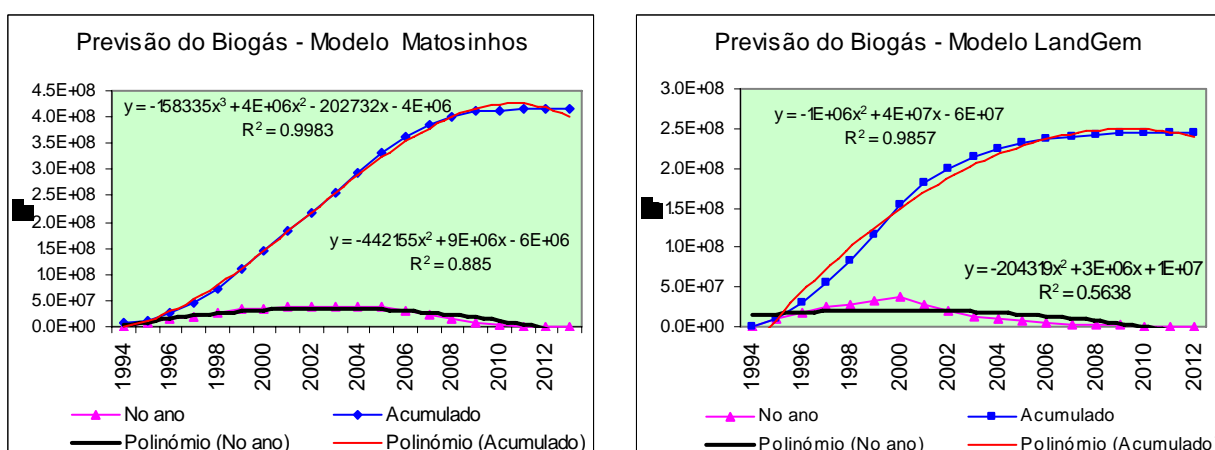


Figura 7.62 – Previsão de produção de biogás. Modelos Matosinhos e LandGEM

No gráfico da Figura 7.63 apresentam-se as curvas da produção de biogás segundo o modelo de Matosinhos, o modelo LandGEM, a medição efectuada no AS e a curva da produção se todo o material orgânico fosse degradado, evidenciando um baixo rendimento de degradação dos resíduos orgânicos. No gráfico da Figura 7.64 apresentam-se os valores do biogás em cada ano e acumulados, medidos no AS e do modelo.

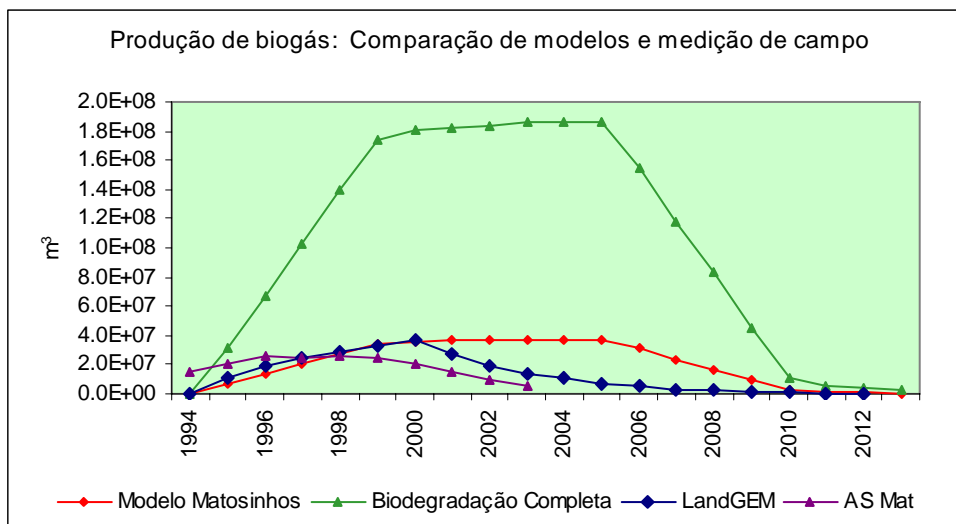


Figura 7.63 – Comparação de modelos de previsão da produção de biogás

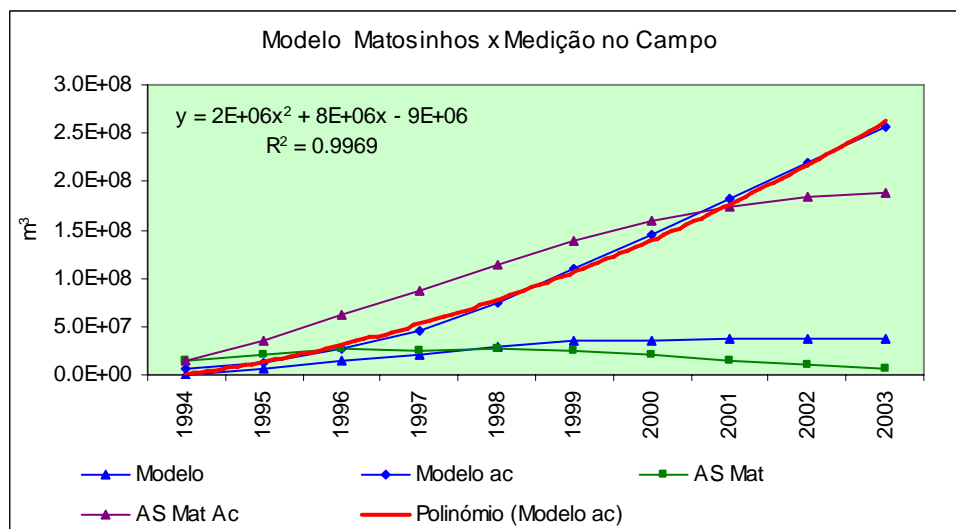


Figura 7.64 – Biogás medido no AS de Matosinhos e dados do Modelo

Nos gráficos da Figura 7.65 são apresentadas as correlações evidenciadas, respectivamente, pelos modelos de Matosinhos e LandGEM 3.02 e Matosinhos e modelo da composição química dos RSU.

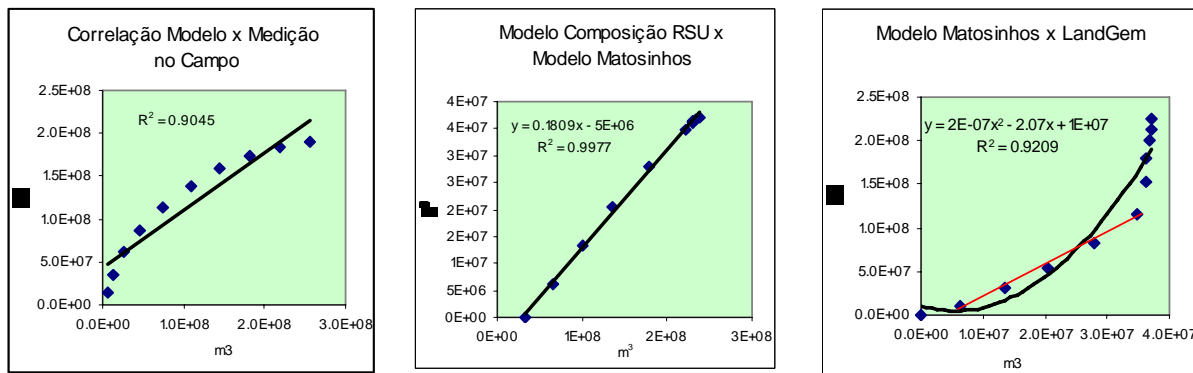


Figura 7.65 – Correlação entre os modelos de previsão da produção de biogás.

Os gráficos mostram as principais semelhanças entre os modelos de previsão do biogás, com evidente destaque para o modelo de Matosinhos e o da Composição química dos RSU. No caso do modelo de Matosinhos e do LandGEM 3.02, pode verificar-se que há elevada correlação de resultados para os primeiros anos, divergindo no final.

Apresenta-se na Tabela 7.37 o resultado da aplicação dos modelos de previsão de biogás para as condições de Matosinhos, no período de 1994 a 2003, assumindo que não há contribuições de RSU anteriores a esta data e com base em pressupostos similares para os 3 modelos (Matosinhos, Composição química dos RSU e LandGEM v3.02).

Tabela 7.37 – Produção de biogás no AS de Matosinhos. Comparação de modelos com medição de campo

Modelo	Taxa específica geração de biogás (m ³ /Mg)	Massa de RSU considerado (Mg)	% CH ₄	Produção de biogás (1994-2003) (m ³)
Matosinhos	118	5.31x10 ⁵	55%	2.18x10 ⁸
Composição Química RSU	118	5.31x10 ⁵	55%	2.39x10 ⁸
LandGEM 3.02	118	5.31x10 ⁵	55%	2.24x10 ⁸
Medição de campo		1.76x10 ⁵	55%	6.24x10 ⁷
Medição de campo corrigida		5.31x10 ⁵	55%	1.89x10 ⁸

A avaliação dos resultados das previsões do biogás produzido devem levar em consideração a quantidade de resíduos confinados. No caso das medições de campo, os resultados reportam-se a 17 poços que cobrem uma área de influência de 12000 m², um volume de 252000 m³ e cerca de

176400 Mg de resíduos, ou seja, 33% dos resíduos considerados nos modelos de previsão. Assim, o desvio absoluto para o modelo de Matosinhos é de 13% e 15.6% para o LandGEM, que sugerem a sua aplicabilidade na previsão de biogás em AS, com cuidados prévios na introdução dos parâmetros de base.

Deste modo, é possível determinar-se a eficiência de degradação dos resíduos orgânicos no aterro de Matosinhos, pela relação entre a produção teórica máxima do biogás ($1.25 \times 10^9 \text{ m}^3$) e a medida no campo ($1.89 \times 10^8 \text{ m}^3$), que é de 15%.

Este valor sugere que serão necessários mais de 60 anos para a degradação completa dos RSU, levando em conta que a fracção rapidamente biodegradável foi praticamente toda degradada neste período de 10 anos. Esta constatação, embora teórica, remete-nos para a importância da monitorização dos aterros após o seu enclausuramento e o valor das garantias financeiras e o seu período de validade, confrontando com o que está estabelecido na legislação portuguesa aos operadores de gestão dos aterros.

O modelo de Matosinhos permite também prever a produção de lixiviados para um período de um ano, baseado na pluviosidade local e nas características dos resíduos.

A quantidade de biogás gerado no AS de Matosinhos mostrada pelos modelos e, sobretudo na medição no local, permite concluir-se que os resíduos urbanos biodegradáveis contêm potencial energético que não deve ser negligenciado. Porém, não são apenas os RUB que têm potencial de valorização, designadamente energética. Com efeito, se considerarmos a totalidade dos RSU, pode estimar-se o potencial energético total dos resíduos do concelho de Matosinhos, conforme se apresenta na Tabela 7.38.

Tabela 7.38 – Estimativa do potencial energético contido nos RSU de Matosinhos

Energia potencial contida em 100 kg RSU em Matosinhos (kJ)					
Componentes	Quantidade Matéria fresca (kg)	Humidade e H (%)	Mat seca (kg)	Energia potencial	
				kJ/kg	Energia Tot
Restos alimentares	27.80	70%	8.3	4 652	38 798
Papel e Cartão	17.30	6%	16.3	16 515	269 989
Resíduos de jardins	9.30	60%	3.7	6 513	24 228
Madeira	1.00	20%	0.8	18 608	14 886
Plásticos	11.90	2%	11.7	32 564	379 761
Têxteis	8.70	10%	7.8	17 445	136 594
Vidro	4.10	2%	4.0	140	561
Metais	2.00	3%	1.9	698	1 354
Finos	13.00	15%	11.1	6 978	77 107
Outros	5.00	6%	4.7	16 282	76 525
	100		70.4		1 019 803
				Energia(kJ /kg)	10 198
				Energia (Wh/kg)	2 833
				Energia potencial dos RSU Matosinhos/ano (GWh)	237.95

Assim, a quantidade e características da composição dos RSU de Matosinhos sugerem ter um potencial energético teórico bruto de 237.95 GWh/ano, em condições de rendimento de 100%, não concretizável, como é evidente. No entanto, é um indicador que sugere o valor que os RSU dispõem como energia renovável.

Na Tabela 7.39 apresentam-se os resultados do modelo de previsão para a produção de biogás em função do material degradado biologicamente em condições ótimas, para o caso de Matosinhos, comparando-o com os valores obtidos por Haug (1993). Pelos resultados apresentados, pode constatar-se que a produção teórica de biogás no aterro de Matosinhos considerando a totalidade dos seus constituintes (0.960m³/kg RSU), é muito próxima da calculada por aquele autor (0.964 m³/kg RSU).

Tabela 7.39 – Tabela com previsão de produção de biogás por kg de material degradado biologicamente em condições ótimas e para o caso de Matosinhos

DA= Degradação Anaeróbia completa											
$C_aH_bO_cN_d + \gamma H_2O \rightarrow \alpha CH_4 + \beta CO_2 + dNH_3$ $\gamma = \left(\frac{4a - b - 2c + 3d}{4} \right) \quad \alpha = \left(\frac{4a + b - 2c - 3d}{8} \right) \quad \beta = \left(\frac{4a - b + 2c + 3d}{8} \right)$											
Tipo de Resíduo	MS (%)	Composição Química Típica	Peso Molecular MO (g)	Coeficientes eq. D.A.			Peso molecular		Volume potencial (m ³ /100 kg RSU)		
				CO ₂	CH ₄	H ₂ O	CO ₂	CH ₄	CO ₂ 1.978	CH ₄ 0.7176	m ³ /kg RSU base seca
RUB (R. Haug, 1993)	70.4	C ₆₄ H ₁₀₄ O ₃₇ N	1478	28.63	35.38	20.25	1259.5	566	30.334	37.574	0.964
RUB Matosinhos	70.4	C ₃₁ H ₄₉ O ₁₈ N	689	13.77	15.95	10.48	605.72	255.1767	31.285	36.328	0.960
RUB fracção RB Matosinhos	29.4	C ₂₉₅ H ₄₂₀ O ₁₈₆ N	1079.75	20.81	22.55	11.87	915.47	360.87	12.603	13.69	0.894
RUB fracção LB Matosinhos	16.7	C ₂₃ H ₃₈ O ₁₇ N	375.15	8.11	10.64	9.37	356.66	170.19	8.050	10.59	1.113
Restos, refugos ...	15.8	C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	361	7.00	9.00	6.00	308	144	6.794	8.755	0.088
Papel e Cartão	16.3	C ₂₆₆ H ₄₃₄ O ₂₁₀ N	7000	131.63	134.38	53.25	5791.5	2150	6.838	6.997	0.070
Resíduos verdes/ jardins	1.3	C ₂₇ H ₃₈ O ₁₆ N	632	13.13	13.88	10.25	577.5	222	0.601	0.636	0.006

7.4 AVALIAÇÃO DA PROTECÇÃO AMBIENTAL

Apresenta-se na Figura 7.66 a planta com a localização dos 4 piezómetros instalados na envolvente do AS para controlo da qualidade e eficiência dos sistemas de impermeabilização utilizados. O piezómetro D está implantado entre a margem do rio Leça e a base do talude da célula velha. O Piezómetro C está entre Norte da célula velha e nas proximidades de uma fábrica. Os outros 2 piezómetros, A e B, estão implantados a montante dos alvéolos novos e permitem avaliar a eficiência dos sistemas e das soluções preconizadas em projecto.



Figura 7.66 – Localização dos piezómetros A, B, C e D

Apresenta-se das Tabelas 7.40 a 7.43 os valores obtidos em análises de monitorização realizadas duas vezes por ano, no Inverno e no Verão, onde são apresentados os parâmetros mais significativos para avaliação da eficiência das soluções adoptadas no AS e da operação e gestão do mesmo, evidenciando o seu comportamento ao longo do tempo.

O piezómetro A, localizado a montante dos alvéolos numa cota mais baixa que os alvéolos 2 e 3, permite avaliar o comportamento do sistema de impermeabilização utilizado.

O piezómetro B está numa posição que permite avaliar a eficiência da nova estrutura, dado que não sofre a influência directa da anterior infra-estrutura, nem do rio Leça.

Os piezómetros C e D estão localizados nas fraldas da célula velha, em cotas mais baixas que o seu sopé, sofrendo a influência directa desta, o que permite acompanhar a evolução dos parâmetros que caracterizam a qualidade das águas. O piezómetro D é o que reflecte melhor a influência da lixeira. O piezómetro C, também está sob a influência da célula velha e das actividades da fábrica de mármore que lhe é adjacente.

Os melhores resultados são os expressos na Tabela 7.40 referente ao piezómetro A, onde se pode constatar que mantém ao longo do tempo bom nível de qualidade da água, apresentando a maioria dos parâmetros dentro da faixa de valores limite recomendáveis (VLR) que constam do Anexo I da categoria A3 da Portaria que regula a qualidade de água para consumo humano.

Os piores resultados são os expressos na Tabela 7.43, correspondente ao piezómetro D, com os parâmetros a ultrapassar os VLR e evidenciando a influência da célula velha, designadamente pelo facto de que as escorrências laterais de lixiviados pela base do talude fluíam para o piezómetro.

Apresentam-se nas Figuras 7.67 a 7.70 a evolução dos parâmetros CBO_5 , CQO , pH e Azoto Amoniacal nos 4 piezómetros.

Tabela 7.40 – Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro A

PARÂMETROS	Unidades	1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001	Máximo	Mínimo	Média	Desv Pad
		Maior	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Julho	Dez	Julho	Dez	Junho				
pH (Esc. Sorensen)		5.40	-	-	5.40	5.90	5.00	-	5.80	6.30	6.28	5.88	6.66	5.49	6.66	5.00	5.81	0.50
Temperatura	°C	-	-	-	18.5	19.0	15.5	-	15.0	21.2	-	21.5	17.2	18.8	21.50	15.00	18.34	2.37
Condutividade Eléctric	mS/cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.20	0.10	1.20	0.22	1.20	0.10	0.43	0.52
CQO	mg/l	24	30	30	38	14	20	30	35	40	19	28	38	< 15	40.00	14.00	29.20	8.99
CBO5	mg/l	4.00	2.20	1.00	5.60	1.00	2.20	5.10	6.80	5.50	8.20	7.00	7.30	< 5,00	8.20	1.00	4.97	2.65
Oxigénio dissolvido	mg/l	2.70	4.40	2.90	1.70	1.90	8.00	1.90	5.90	3.90	4.06	3.51	4.94	1.92	8.00	1.70	3.69	1.98
Ferro	mg/l	-	-	-	-	-	-	4.60	1.20	5.40	2.10	-	-	< 0,005	5.40	1.20	3.33	2.00
Azoto Amoniacal	mg/l	11.00	1.70	1.00	< 0,03	< 0,03	< 0,64	0.18	0.58	1.80	1.30	1.00	0.30	0.48	1.80	0.18	0.83	0.55
Azoto Kjeldahl	mg/l	16.00	6.50	18.00	1.70	0.98	< 0,50	1.82	2.30	3.00	4.20	2.00	1.90	1.50	18.00	0.98	3.74	5.09
Arsénio	mg/l	-	-		0.0176	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	0.995	1.00	0.02	0.51	0.69
Chumbo	mg/l	-	-	0.037	0.479	< 0,012	0.050	0.017	0.029	0.028	0.033	< 0,012	< 0,012	1.107	1.11	0.02	0.22	0.39
Cádmio	mg/l	-	-		0.100	< 0,001	0.005	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.121	0.12	0.01	0.08	0.06
Crómio	mg/l	-	-	0.076	0.189	< 0,002	0.008	0.468	< 0,002	0.007	0.052	< 0,002	< 0,002	0.216	0.47	0.01	0.15	0.16
Cobre	mg/l	-	-	< 0,100	0.269	< 0,100	0.013	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	0.305	0.31	0.01	0.20	0.16
Níquel	mg/l	-	-	< 0,012	0.326	0.020	0.021	0.200	< 0,012	0.029	< 0,012	< 0,012	< 0,012	0.301	0.33	0.02	0.15	0.14
Mercúrio	mg/l	-	-		0.038	< 0,0005	< 0,0005	0.001	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	1.380	1.38	0.00	0.47	0.79
Zinco	mg/l	-	-	-	0.065	0.028	0.009	< 0,050	< 0,050	< 0,059	< 0,050	0.006	< 0,050	0.065	0.07	0.01	0.03	0.03

Tabela 7.41 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro B

PARÂMETROS	Unidades	1995		1996		1997		1998		2000		2001	2002	Máximo	Mínimo	Média	Desv Pad
		Maió	Dezembro	Junho	Dezembro	Junho	Dezembro	Junho	Dezembro	Julho	Dezembro	Junho	Junho				
pH (Esc Sorensen)		5.70	-	-	5.58	6.66	6.05	-	6.21	6.14	7.00	5.97	6.03	7.00	5.58	6.15	0.44
Temperatura	°C	-	-	-	-	16.5	16.0	-	-	18.8	16.5	19.5	19.4	19.50	16.00	17.78	1.62
Condutividade Eléctrica	mS/cm	-	-	-	-	-	-	-	0.11	0.40	2.60	0.77	0.81	2.60	0.11	0.94	0.97
CQO	mg/l	63	70	67	259	94	115	78	259	263	235	105	112	263.00	63.00	143.33	83.72
CBO ₅	mg/l	6.00	2.60	14.00	43.00	19.00	24.00	36.00	49.00	11.00	16.00	18.00	21.00	49.00	2.60	21.63	14.29
Oxigénio dissolvido	mg/l	0.90	0.00	0.70	1.70	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	< 0,050	< 0,050	1.70	0.00	0.40	0.60
Ferro	mg/l	-	-	-	-	-	83.88	140.00	42.00	-	-	76.00	81.00	140.00	42.00	84.58	35.25
Azoto Amoniacal	mg/l	2.20	2.70	1.90	1.20	0.20	< 0,64	0.36	1.50	1.00	1.40	1.90	3.20	3.20	0.20	1.60	0.92
Azoto Kjeldahl	mg/l	6.80	10.70	9.50	2.20	0.30	< 0,50	4.20	23.00	8.70	4.40	3.20	4.10	23.00	0.30	7.01	6.20
Arsénio	mg/l	0.190	-	-	0.2085	0.465	0.574	1.475	< 0,012	< 0,012	< 0,012	1.074	1.082	1.48	0.19	0.72	0.49
Chumbo	mg/l	< 0,012	0.132	0.401	0.523	0.054	0.065	0.216	0.920	< 0,012	< 0,012	1.054	1.059	1.06	0.05	0.49	0.42
Cádmio	mg/l	< 0,001	-	-	0.113	0.004	0.008	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.115	0.121	0.12	0.00	0.07	0.06
Crómio	mg/l	0.027	0.322	0.051	0.1115	0.002	0.013	0.438	0.024	< 0,002	< 0,002	0.205	0.208	0.44	0.00	0.14	0.15
Cobre	mg/l	< 0,100	0.200	< 0,100	0.291	0.003	0.022	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	0.238	0.287	0.29	0.00	0.17	0.13
Níquel	mg/l	0.060	1.490	< 0,012	0.354	0.015	0.089	0.196	0.021	< 0,012	< 0,012	0.280	0.292	1.49	0.02	0.31	0.46
Mercúrio	mg/l	< 0,0005	-	-	0.0045	0.897	< 0,0005	0.001	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	1.742	1.752	1.75	0.00	0.88	0.87
Zinco	mg/l	0.190	-	-	0.069	0.012	0.010	0.140	0.350	0.0018	< 0,050	0.063	0.070	0.35	0.00	0.10	0.11

Tabela 7.42 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro C

PARÂMETROS	Unidades	1995		1996		1997		1998	1999	2000		2001	2002	Máximo	Mínimo	Média	DesvPad
		Maio	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Julho	Dez	Junho	Junho				
pH (Esc Sorensen)		6.40	-	-	5.86	6.23	6.48	-	6.63	5.77	6.85	5.93	5.95	6.85	5.77	6.23	0.38
Temperatura	°C	-	-	-	-	17.0	15.5	-	-	20.2	16.9	20.1	20.2	20.20	15.50	18.32	2.10
Condutividade Eléctric	mS/cm	-	-	-	-	-	-	-	0.30	0.10	2.90	0.35	0.49	2.90	0.10	0.83	1.17
CQO	mg/l	180	90	64	509	69	98	85	466	358	285	58	65	509.00	58.00	193.92	167.37
CBO ₅	mg/l	11.00	3.30	18.00	19.00	4.60	24.00	12.00	46.00	21.00	23.00	11.00	15.00	46.00	3.30	17.33	11.23
Oxigénio dissolvido	mg/l	0.00	0.40	0.90	0.00	-	0.00	0.00	0.00	1.49	0.00	< 0,050	< 0,050	1.49	0.00	0.31	0.54
Ferro	mg/l	-	-	-	-	-	60.92	75.50	143.00	-	-	13.00	15.00	143.00	13.00	61.48	53.28
Azoto Amoniacal	mg/l	4.90	2.80	3.10	1.50	0.40	7.30	1.80	5.77	0.62	2.95	1.60	2.40	7.30	0.40	2.93	2.09
Azoto Kjeldahl	mg/l	8.40	8.40	9.60	21.00	7.00	-	3.00	33.00	5.40	6.70	2.30	2.90	33.00	2.30	9.79	9.24
Arsénio	mg/l	0.580	-	-	0.317	0.281	0.120	0.066	< 0,0012	< 0,012	< 0,012	1.386	1.394	1.39	0.07	0.59	0.57
Chumbo	mg/l	0.600	0.384	0.081	0.527	0.057	0.031	0.097	0.980	< 0,012	< 0,012	0.138	0.146	0.98	0.03	0.30	0.31
Cádmio	mg/l	0.003	-	-	0.112	0.002	0.003	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.018	0.023	0.11	0.00	0.03	0.04
Crómio	mg/l	0.680	0.085	< 0,001	0.220	0.004	0.003	0.248	0.260	< 0,002	< 0,002	0.046	0.052	0.68	0.00	0.18	0.21
Cobre	mg/l	0.300	0.250	< 0,100	0.284	0.008	0.008	< 0,100	0.190	< 0,100	< 0,100	0.078	0.081	0.30	0.01	0.15	0.12
Níquel	mg/l	1.200	0.421	< 0,012	0.350	0.022	0.016	0.056	0.170	< 0,012	< 0,012	0.049	0.057	1.20	0.02	0.26	0.38
Mercúrio	mg/l	0.009	-	-	0.013	0.204	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	1.139	1.144	1.14	0.01	0.50	0.59
Zinco	mg/l	0.350	-	-	0.068	0.031	< 0,050	0.140	0.940	< 0,050	0.012	0.015	0.022	0.94	0.01	0.20	0.32

Tabela 7.43 - Evolução de parâmetros de controlo da eficiência dos alvéolos do aterro: piezómetro D

PARÂMETROS	Unidades	1995		1996		1997		1998	1999	2000	Máximo	Mínimo	Média	Desv Pad
		Maio	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Junho	Dez	Dez				
pH (Esc Sorensen)		6.10	-	-	6.36	7.27	7.13		7.40	7.88	7.88	6.10	7.02	0.67
Temperatura	°C	-	-	-	-	17.0	15.5		-	15.8	17.0	15.5	16.1	0.8
Condutividade Eléctrica	mS/cm	-	-	-	-	-	-	-	1.30	2.70	2.7	1.3	2.0	1.0
CQO	mg/l	1500	190	234	854	790	840	770	672	295	1500.0	190.0	682.8	408.6
CBO ₅	mg/l	121.00	9.00	174.00	56.00	84.00	205.00	125.00	66.00	51.00	205.0	9.0	99.0	62.8
Oxigénio dissolvido	mg/l	0.00	2.40	0.00	0.48	-	2.96	0.00	0.00	4.55	4.55	0.00	1.30	1.77
Ferro	mg/l	-	-	-	-	-	-	4.60	2.10	-	4.60	2.10	3.35	1.77
Azoto Amoniacal	mg/l	23.00	4.20	17.00	8.60	2.60	2.10	52.00	3.72	4.36	52.00	2.10	13.06	16.28
Azoto Kjeldahl	mg/l	33.00	11.00	24.00	28.00	20.00		67.00	19.00	7.30	67.00	7.30	26.16	18.51
Arsénio	mg/l	0.390	-	-	0.328	0.340	0.042	0.053	< 0,012	< 0,012	0.39	0.04	0.23	0.17
Chumbo	mg/l	1.310	0.124	0.656	0.554	0.017	0.014	0.267	0.650	< 0,012	1.31	0.01	0.45	0.44
Cádmio	mg/l	0.003	-	-	0.0733	< 0,001	< 0,001	0.002	< 0,001	< 0,001	0.07	0.00	0.03	0.04
Crómio	mg/l	0.950	0.033	0.198	0.231	0.003	0.006	0.757	0.160	< 0,002	0.95	0.00	0.29	0.36
Cobre	mg/l	0.200	0.050	< 0,100	0.305	< 0,100	0.014	< 0,100	0.170	< 0,100	0.31	0.01	0.15	0.12
Níquel	mg/l	0.230	0.995	< 0,012	0.329	0.007	0.018	0.183	0.026	< 0,012	1.00	0.01	0.26	0.35
Mercúrio	mg/l	< 0,0005	-	-	0.0572	0.312	< 0,0005	0.0006	< 0,0005	< 0,0005	0.31	0.00	0.12	0.17
Zinco	mg/l	0.250	-	-	0.0772	0.013	0.011	0.420	0.460	0.0085	0.46	0.01	0.18	0.20

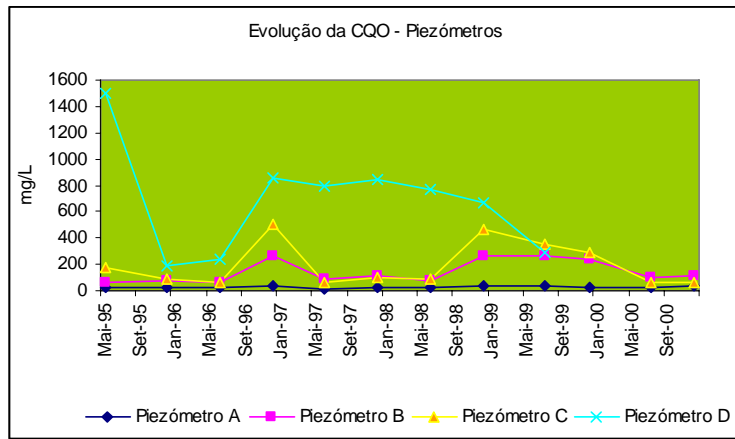


Figura 7.67 – Evolução da CQO nos piezômetros

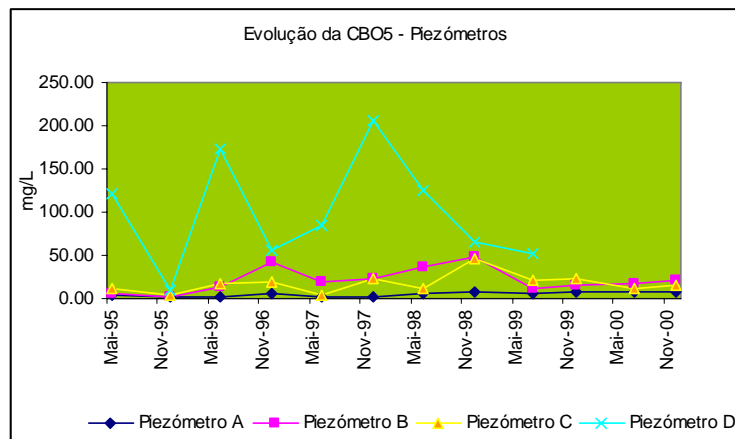


Figura 7.68 – Evolução da CBO5 nos piezômetros

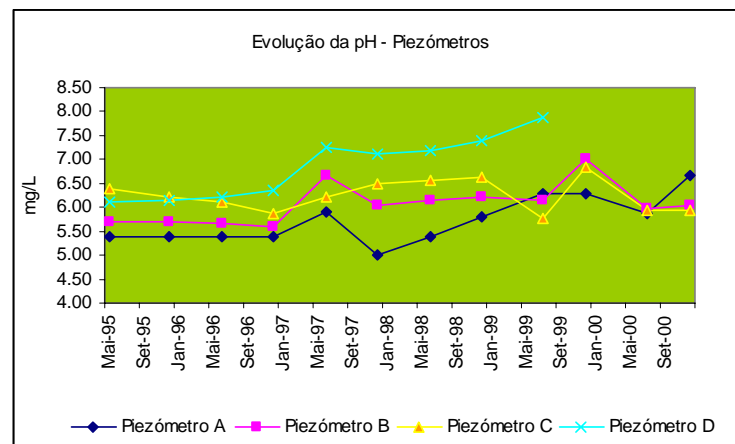


Figura 7.69 - Evolução do pH nos piezômetros

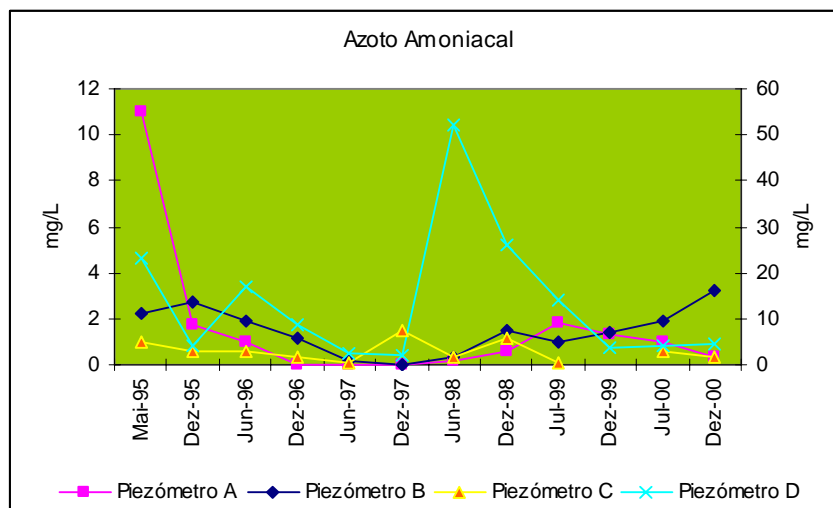


Figura 7.70 - Evolução do Azoto Amoniacal nos piezômetros

A localização dos piezômetros evidencia a influência a que estão sujeitos pela envolvente. Os piezômetros C e D têm influência directa da lixeira. O piezômetro A reflecte a qualidade da água subterrânea a montante dos alvéolos, ainda assim encontra-se numa área que foi saneada de resíduos depositados durante vários anos. As águas subterrâneas dos poços piezométricos B, C e D apresentam-se genericamente poluídas, com teores de CBO_5 , CQO , compostos azotados e fracções sólidas, elevadas. A influência da antiga lixeira é bem evidente com valores e flutuações crescentes e decrescentes em vários dos parâmetros em função da qualidade dos lixiviados drenados pelo talude desta célula.

As paredes moldadas que separam o rio Leça (muito poluído) da célula velha já não permitem que se observe a sua influência poluente sobre os piezômetros. Os resultados põem em evidência o efeito sobre a qualidade do solo e da água, dos resíduos dispostos directamente sobre o solo, sem as devidas barreiras de protecção, bem como o efeito persistente desta influência por longos anos. Os resultados do piezômetro A evidenciam a importância das barreiras de protecção, designadamente das geomembranas de impermeabilização.

8. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

8.1 CONCLUSÕES

Como resultado do presente trabalho de investigação obteve-se um maior conhecimento dos mecanismos de estabilização dos resíduos sólidos depositados em aterros sanitários, determinando-se os factores relevantes para a formação de emissões líquidas e gasosas ao longo do tempo de disposição dos resíduos, em função de condicionantes externas e internas.

Assim, com base nos resultados obtidos a partir de programas de recolha de informação de campo e laboratoriais, aprofundou-se o conhecimento dos fenómenos envolvidos na geração de emissões líquidas e gasosas relacionando-os com as fases de degradação a que os resíduos sólidos são submetidos em anaerobiose.

Do conhecimento adquirido, foi desenvolvido um modelo de previsão de geração de biogás e de lixiviados, considerando as características dos resíduos, condições meteorológicas e aspectos operacionais, designadamente a densificação das camadas mais profundas causando o estabelecimento de anisotropia da condutividade hidráulica. Este modelo, aplicado às condições reais de funcionamento do AS de Matosinhos, revelou bom desempenho na quantificação das emissões produzidas.

O conhecimento dos mecanismos de degradação dos resíduos e da formação de lixiviados e biogás é de fundamental importância para a avaliação global da eficiência de tratamento de um aterro sanitário, permitindo a identificação de esquemas adequados de protecção ambiental para prevenir potenciais contaminações do solo, ar e água.

A degradação dos resíduos urbanos biodegradáveis em aterro é muito dependente da quantidade de água disponível, que constitui um factor limitante e responsável pela velocidade de estabilização a que estão sujeitos. O biogás gerado deve ser captado para valorização energética e minimização de impactos ambientais negativos. É fundamental uma boa gestão da disposição dos resíduos em AS, pois a existência de bolsões de baixa condutividade hidráulica potencia o

escoamento dos lixiviados em percursos horizontais, diminuindo drasticamente a sua progressão em profundidade. Constatou-se que os parâmetros MOT, SV, celulose bruta, COT, N, humidade e temperatura, constituem bons indicadores para o envelhecimento e estabilização dos resíduos. Dos resultados obtidos, pode sugerir-se que a estabilização dos resíduos se verificará num período alargado superior a 60 anos, o que torna as exigências da legislação nacional e europeia insuficientes para acudir a eventuais incidentes pós-clausura, para além de serem inadequadas por restringir o fluxo de água no interior da massa de resíduos, potenciando a mumificação dos resíduos no AS, em vez de o transformar em aterro bioreactor.

Os lixiviados têm uma composição química muito complexa e apresentam uma variabilidade que dificulta o seu tratamento. O sistema de tratamento de lixiviados constituído por uma lagoa arejada superficialmente ou com difusão de oxigénio puro, revelou-se insuficiente, apesar da redução em cerca de 85% da carga poluente medida em termos de *CBO₅*, *CQO* e *SST*, por não atingir os valores aceitáveis relativos aos parâmetros estabelecidos para as descargas de efluentes em meio hídrico. Há uma relação, embora desfasada, entre a precipitação atmosférica sobre o AS e a formação de lixiviados, conduzindo ao estabelecimento de picos de caudal muito elevados e muito dependentes da eficiência do sistema de drenagem de fundo. A percolação das águas pluviais sobre a massa de resíduos concorre para o transporte da fracção fina (terras) preenchendo interstícios e colmatando os drenos do fundo. A eficiência da função barreira das geomembranas, relativamente à protecção do solo e das águas subterrâneas, pode ser medida através da monitorização da qualidade da água nos piezómetros instalados perimetralmente.

A produção de biogás no AS de Matosinhos é elevada e com altos teores de metano, mesmo levando em consideração que as medições efectuadas são maioritariamente provenientes da célula velha, com resíduos de idades superiores a 30 anos. O biogás produzido no AS de Matosinhos constitui uma fonte energética alternativa, apresentando uma taxa específica de produção de 118 m³/Mg de RSU, que representa cerca de 25% do rendimento teórico máximo. O modelo matemático desenvolvido comporta-se bem ao dar resposta adequada na previsão da geração de biogás, considerando que a produção real de gás é superior à colectada e dependente

da eficiência do sistema de drenagem da instalação. Constatou-se uma elevada correlação entre a produção de biogás e a humidade presente na massa de resíduos.

A estabilização dos resíduos depende directamente da velocidade de degradação da matéria orgânica e da geração de biogás, exigindo preceitos de gestão adequados à sua maximização, designadamente: técnicas de disposição, compactação e recobrimento com terras, implantação e construção da rede de drenagem do biogás.

8.2 SUGESTÕES PARA O PROSSEGUIMENTO DA INVESTIGAÇÃO

O trabalho de investigação sobre degradação de resíduos depositados em aterro constitui um enorme desafio, principalmente pelas extremas dificuldades práticas que o trabalho de campo encerra. Contudo, para um efectivo conhecimento das transformações da massa de resíduos é essencial desenvolver trabalhos de índole semelhante à que aqui se apresenta. Por isso, considera-se essencial que, a esta pequena contribuição, se sigam outros trabalhos no mesmo domínio científico. Assim, sem se procurar ser exaustivo, considera-se de especial actualidade e importância a realização de trabalhos sobre os seguintes temas:

Aperfeiçoamento do modelo desenvolvido no sentido de se estimar o tempo de estabilização completa de um aterro, em função da degradação da matéria orgânica presente. Para tanto, sugere-se que a amostragem seja realizada no mesmo volume de controlo, podendo utilizar-se técnicas de georreferenciação.

Aprofundamento da avaliação de eficiência da camada drenante de lixiviados estabelecido na lei em vigor, correlacionando custos e benefícios ambientais. Este estudo poderá ser realizado em dois sistemas drenantes distintos, abrangendo, entre outros, a hidráulica da drenagem, custos de instalação, custos de tratamento de lixiviados e velocidades de estabilização de resíduos.

Efeito da recirculação de lixiviados no interior da massa de resíduos na sua tratabilidade, na velocidade de degradação da matéria sólida, na quantidade dos lixiviados e do biogás gerado.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. A.E.A. (2003): O ambiente na Europa: Terceira avaliação. Agência Europeia do Ambiente. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, 2003. Luxemburgo.
2. ADEME (1993): MODECOM™ - Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères - 2e édition, - Manuel de base, 1993 - 64 pp. ed. Ademe.
3. Aguilar-Juarez O. (2000): Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase de remplissage d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de l'INSA de Toulouse.
4. Albernathy, A. Ray et al.,(1990): *Natural systems for Wastewater Treatment - Manual of practice*. Water Pollution Control Federation, Alexandria, USA
5. Albers, H, & Mennerich, A. (1986): Biological Treatment of Landfill Leachate: Aerobic Post-Treatment of Effluents from Anaerobic Reactors. Industrial Presentations Group (ed.), *Proceedings of Anaerobic Treatment: A A Grown-Up Technology*, Amsterdam, IPG, Schiedam, The Netherlands, pp. 703-706.
6. Alexander, M. (1977): *Introduction to soil Microbiology*. J. Wiley and sons, NY, 467 pp.
7. Al-Yousfi, A.B. (1992): *Modeling of leachate and gas generation and composition at sanitary landfills*. M.Sc. Thesis, University of Pittsburgh, Pittsburgh, USA.
8. APHA, AWWA, WPCF (1992): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed., NY.
9. Arigala S.G., Tsotsis T.T., Webster I.A., Yortsos Y.C. Kattapuram J.J., (1995): Gas generation, transport and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering*, vol 121, pp 33-44.
10. Armstrong, M.D. & Rowe, R.K. (1999): Effect of landfill operations on the quality of municipal solid waste leachate. Christensen, T.H., Cossu, R., Stegman R. (eds) *Proceedings of Sardinia 99-7th Internacional Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, Volume II, pp. 81-88.
11. Attewell, P. B. (1995): Waste and waste management: some geotechnical considerations. *Geotecnia n° 75*, pp. 7-38.
12. Bagchi, A. (1990): *Design, Construction and Monitoring of Sanitary Landfill*. J. Wiley & Sons, NY.

13. Barlaz M.A., Ham R.K., Shaefer D.M., (1990): *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics*. Critical Reviews in Environmental Control, vol 19, pp 557-584.
14. Barlaz, M.A., Schaefer, D.M. & Ham, R.K. (1989): Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Applied and Environmental Microbiology*, 55, 55-65.
15. Bekker, P. & Kaspers, H. (1981): Anaerobic Treatment of leachate from Controlled Tips of Municipal Solid Waste. *5th European Sewage and Refuse Symposium*, EAS, June 1981.
16. Bringezu, S. & Schutz, H. (2000): Total material requirement of the European Union. EEA (European Environment Agency, technical report no. 55. Copenhagen.
17. Belevi, H. & Baccini, P., (1989): Water and Element Fluxes from Sanitary Landfills. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press, San Diego, pp. 391-397.
18. Biddlestone, A. J. et al (1981): Composting and Urban Waste Recycling. *Advances in Food Producing System for Arid and Semiarid Lands*. Academic Press. pp 191-224.
19. Bitton, Gabriel (1994): *Wastewater Microbiology*. Wiley - Liss Inc.
20. Blakey, N.C. (1989): Predicting landfill leachate production and use of a computer model. Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegman R. (eds): *Proceedings of Sardinia 89 – 2nd International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, Volume XXV, pp. 1-15.
21. Bleiker, E. (1992): *Landfill performance: Leachate quality prediction and settlement implications*. M.Sc. Thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.
22. Borges De Castilhos A. (1988): Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge. PhD thèse de l'INSA de Lyon.
23. Brito, M. (1994): Organics composts as soil amendments to agricultural land; Quantitative studies on their effects on crop production. PhD thesis, University of Reading. UK.
24. Brock, T. D. (1970): *Biology of Microorganisms*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ, USA. 47 pp.
25. Brock, T.D. et al., (1994): *Biology of Microorganisms*, 7th ed. Prentice-Hall International Inc. New Jersey. USA.
26. Buivid M.G., Wise D.L., Blanchet M.J., Remedios E.C., Jenkins B.M., Boyd W.F., Pacey J.G., (1981): Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste. *Ressources and Conservation*, vol 6, pp 3-20.

27. Burkhard Weber & Felix Holz, (1992): Combination of Activated Sludge Pre-treatment and Reverse Osmosis. *Landfilling of Waste: Leachate*, Christensen T.h, Cossu R, Stegmann R, pp. 323.
28. Cancelli, A. (1989): Soil and refuse stability in sanitary landfills, *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press Ltd., London, 483 - 507.
29. Cancelli, A. & Cazzuffi D. (1994): Environmental aspects of geosynthetic application in landfills and dams, *Proc. 5th Int. Conf. on Geotextiles, Geomembranes and Related Products*, Keynote lectures, Singapore, 57 - 95.
30. Cancelli, A.; Cossu, R.; Malpei, F. e Pessina, D. (1988): Permeability of different materials to landfill leachate, *Proc. of I.S.W.A. 88 - 5th Int. Solid Wastes Conference*, Copenhagen, Vol. 1, 115 - 122.
31. Cazzuffi D. e Cossu, R. (1993): Experimental evaluation of the filter performance for geotextiles in landfills, *Geotextiles in Filtration and Drainage*, Thomas Telford, London, 78 - 94.
32. Cameron, R. D. & Koch, F.A. (1980): Toxicity of landfill leachates. *J. Water Pollution Control Federation*, **52** (4) 760-9.
33. Campbel, D. J. V., (1983): Understanding water balance in landfill sites. *Wastes Management* n. 73, pp. 59.
34. Cardenas, Jr. R. R. (1977): Rapid Moisture Determination in Compost for Process Control. *Compost Sciences*. Jan./Feb., pp. 14 - 15.
35. Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegmann, R. (1996): *Landfilling of Waste: Biogas*. E&FN Spon, London.
36. Contreras, A., Castrillon, L., Blanco, J.M., and Arcos, C., (1988): *Tecnologia del Agua*, n. 42, pp24.
37. Cossu, R. (1995): The multi-barrier landfill and related engineering problems. *Proceedings of 5th Sardinia*, vol II, pp 4-26.
38. Costella, D.J., Greenfield, P.F. & Lee, P.L. (1991a): "Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor" I. Model Derivation. *Water Research*, **25**, 847-858.
39. Costella, D.J., Greenfield, P.F. & Lee, P.L. (1991b): "Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor" II. Model Derivation. *Water Research*, **25**, 859-871.
40. Dass, P., Tamke, G.R. & Stoffel, C.M. (1977): Leachate Production at Sanitary Landfill Sites. *Journal of the Environmental Engineering Division*, American Society of Civil Engineers. 103(EE6): 981-989.

41. Decreto-Lei nº 74/90 de 7 de Março de 1990. *Diário da Republica nº55/90 - Série I*. Ministério do Planeamento e Administração do Território. Lisboa.
42. Decreto-Lei nº 152/2002 de 23 de Maio de 2002. *Diário da Republica nº119/2002 - Série I A*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
43. De Walle F.B.; Chian E.S.K.; & Hammerburg E., (1978): Gas production from solid waste in landfills“, *J. of Environmental Engineering Division*, vol 104, pp 415-432.
44. Demetracopoulos, A.C., Korfiatis, G.F., Bourodimos E.L. & Nawy, E.G. (1986a): Unsaturated flow through solid waste landfills: Model and sensitivity analysis. *Water Resources Bulletin*, 22, 601-609.
45. Demetracopoulos, A.C., Sehayek, L. & Erdogan, H. (1986b): Modeling leachate production from municipal landfills. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 112, 849-866.
46. Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L. L.; & Golueke, C. G. (1993): *Composting and Recycling Municipal Solid Waste*. Lewis Pub. 296 pp.
47. Duarte, A.C. & Anderson, G.K. (1982): Inhibition modelling in anaerobic digestion. *Water Science & Technology*, **14**, 749-763.
48. Egreja Filho, F. B. (1993): Avaliação da ocorrência e distribuição química de metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano. Tese de mestrado na Universidade Federal de Viçosa, MG, Brasil.
49. Ehrig, H. J (1989): Leachate quality. Christensen, Cossu and Stegman (eds.) *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, Harcourt Brace, Jovanavich, London.
50. El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O., (1996): Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation. *Waste Management e Research*, vol 14, pp 483-504.
51. El-Fadel, M., Findikakis A.N. & Leckie J.O. (1997): Modelling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental Technology*, **18**, 669-686.
52. El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., (1997b): Gas simulation models for solid waste landfills: Critical Reviews. *Environmental Science and Technology* **27** (3),237–283.
53. El-Fadel, M.,Khoury, R., (2000): Modelling settlement in MSW landfills: a critical review. *Environmental Science and Technology* **30** (3),327–361 .
54. Emberton J.R., (1986): The biological and chemical characterization of landfills. *Pocceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy*, pp 150-163.

55. Environment Agency Technical Report (2000): A review of the Brogborough and Landfill 2000 test cells monitoring data.
56. Environmental Systems & Technologies, Inc. (1989): User's Guide to NONLIN: A program for non-linear least squares analysis of tracer breakthrough data, Version I, Blacksbrug, USA.
57. United States Environmental Protection Agency (1997): Landfill Reclamation. Report No. EPA 530-F-97-001.
58. Farquhar G.J., Rovers F.A., (1973): Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution* **2**, pp 483-495.
59. Farquhar, G.J. (1989): Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **16**, 317-325.
60. Fenn, D. G. K., Hanley, K. J., & DeGeare, T. V., (1975): Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites. *Environmental Protection Agency*, SW-168.
61. Findikakis A.N., Leckie J.O. (1979): Numerical Simulation of gas flow in sanitary landfills. *Journal of the Environ. Eng Div.*, ASCE, Vol 105, No. EE5, pp 927-945.
62. Freeze, R. A. and Cherry, J. A., (1979): *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NY.
63. Giroud, J. P., Gross, B.A., and Darasse, J. (1992): Flow in Leachate Collection Layers, Steady-State Condition. *GeoSyntec Consultants Report*, 62 pp.
64. Giroud, J.P. and Houlihan, M.F. (1995): Design of Leachate Collection Layers. *Proceedings of Sardinia Symposium 1995*. Ed.CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy. pp 613-640.
65. Golueke, C. G. (1977): *Biological Reclamation of Solid Wastes*. Rondale Press, Emmaus. 256 pp.
66. Golueke, C.G. (1973): Bioconversion of energy studies at University of California. *Proceedings of The Bioconversion Energy Research Conference*. Amherst, MA.
67. Gomes, M.M. (2003): Avaliação da qualidade dos produtos provenientes da compostagem da fracção orgânica de RSU's através de testes biológicos. *Engenharia Agronómica*, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
68. Gould J.P., & Ramsey, R.E., (1983): Formation of volatile haloorganic compounds in the chlorination of municipal landfill leachate. *Water Chlorination Environment Impact and Health Effects*, vol IV, Jolley, R.A. ed., Ann Arbor Science, Michigan, pp 525-539.

69. Greenberg A.E., Clesceri, L.S. & Trussell R.R., (1992): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 18th Ed. American Public Health Association
70. Gurijala K.R., Sufilta J.M., (1993): Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environ. Science and Technologies*, vol 27, pp 1176-1181.
71. Ham R.K., Bookter T.J., (1982): Decomposition of solid waste in test lysimeters. *J. of Environmental Engineering Division*, vol 108, pp 1147-1170.
72. Ham, R.K., (1983): Gas production Modelling. *Proceedings of 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion*, Boston, Cambridge, USA, pp 203-213, ed. R. L. Wentworth.
73. Held, Alejandro (1996): Procesos para el Tratamiento de Lixiviados de Vertederos. *Revista Resíduos* nº30 ano IV, ed. Ategrus, Bilbao, Espanha.
74. Hill, D.T. & Barth, C.L. (1977): A dynamic model for simulation of animal waste digestion. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **10**, 2129-2143.
75. Hokkanen J, Salminen P, (1997): Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. *European Journal of Operational Research*, **98**(1), pp. 19-36.
76. Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Marttinen S.K., Rintala J.A., (1999): Effect of moisture on the methane production and leachate characteristics from source-separated dry waste and aged landfilled waste. *Proceedings Sardinia 99*, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, vol I, pp 67-74.
77. Kiely, G., Tayfur, G., Dolan, C. & Tanji, K. (1997): Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes. *Water Research*, **31**, 534-540.
78. Knox, K. (1990): *The relationship between leachate and gas* Proc. of the International conference on Landfill Gas: Energy and Environment. ISBN 0-7058-1628-1.
79. Knox, K. (1993): *Report on a questionnaire into leachate management practices in the North West of England*. Report prepared for North West Waste Disposal officers leachate management sub-group [Included in NWWO leachate management report. Lancashire Waste Disposal Authority 1991].
80. Knox, K. (1996): *A review of the Brogborough and Landfill 2000 test cells monitoring data*. Final report for the Environment Agency R&D Technical Report P231. 113pp.
81. Korfiatis, G.P. & Demetracopoulos, A.C. (1984): Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, **110**, 780-795.
82. Kouzeli-Katsiri, A. Bosdogianni, A. & Christoulas, D. (1999): Prediction of leachate quality from sanitary landfills. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, **125**, 950-958.

83. Landva, A.O., Pelkey, S.G. & Valsangkar, A.J. (1998): Coefficient of permeability of municipal refuse. *Environmental Geotechniques*, Balkema, Rotterdam, Vol. I, 63-68.
84. Lanini S., (1998): Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordure ménagères. PhD thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, Fr.
85. Leckie, J. O. Pacey, J.G., Halvadakis, C. (1979): Landfill Management with Moisture Control. *Jour. Environ. Engineering Div.*, American Society of Engineers, **105**(EE2): pp337-355.
86. Lee, J. M. (1992): *Biochemical Engineering*. Englewood Cliffs, NY: Prentice Hall.
87. Lee, K.K., Suk, H., Choi, S., Lee, C.H. & Chung, S.Y. (2001): Numerical evaluation of landfill stabilization by leachate circulation. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, **127**, 555-563.
88. Lema, J. M., Mendez, R., & Blazquez, R. (1988): Characteristics of Landfill Leachate and Alternatives for Their Treatment: A Review. *Water, Air and Soil Pollution* **40** (1988): Kluwer Academic Pub. pp. 223-250.
89. Lesaffre, B. (1987): Analytical Formulae for Traverse Drainage of Sloping Lands with Constant Rainfall. *Irrigation and Drainage Systems*, vol 1, pp. 105-121.
90. Lobato de Faria, A. (coord.) (1997): Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos. MARN.
91. Lu, C. & Bai, H. (1991): Leaching from solid waste landfills. Part I: Modelling. *Environmental Technology*, **12**, 545-558.
92. Lu, J. C. S., (1982): *Leachate Production and Management from Municipal Landfills: summary and assessment*. Report in fulfilment of USEPA, contract n. 68-03-2861, Cincinnati, Ohio, USA.
93. Lu, J. C. S., Morrison, R. D., Stearns, R. J., (1981): Leachate Production and Management from Municipal Landfills: Summary and Assessment. *Land Disposal of Municipal Solid Waste, 7th Annual Res. Symposium*, Ed. Shultz, D.W., USEPA, Cincinnati, Ohio, pp 1-17.
94. Lu, J. C. S., Morrison, R. D., Stearns, R. J., (1984): *Production and Management of Leachate from Municipal Landfills: Summary and Assessment*. USEPA-600/2-84-092, Cincinnati, Ohio, Municipal Environmental Laboratory.
95. Luton, R. J., Regan, G. K., & Jones, L. W., (1979) *Design Construction of Covers for Solid Waste Landfills*. USEPA, EPA-600/2-79/165, Cincinnati, Ohio, Municipal Environmental Laboratory.

96. Matthews, E; Amann, C.; Bringezu, S.; Kowalski, M.; Hüttler, W., Kleijn, R.; Moriguchi, Y.; Rodenburg, E.; Rogich, D.; Schandl, H.; Schütz, H.; Voet, E.; & Weisz, H. (2000): *RESEARCH REPORT: Weight of Nations: Material outflows from industrial economies*: ISBN: 1-56973-439-9 pp.120.
97. Mawson, A.J., Earle, R.L. & Larsen, V.F. (1991): Degradation of acetic and propionic acids in the methane fermentation. *Water Research*, **25**, 1549-1554.
98. Mc Dougall J.R., Pyrah I.C., (1999): Moisture effects in a biodegradation model for waste refuse. *Proceedings Sardinia 99*, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, vol I, pp 59-66.
99. Melchior, S.; Berger, K.; Vielhaber, B. e Miehlich, G. (1993): Comparison of the effectiveness of different liner systems for top cover. *Proceedings of Sardinia 93 - 4th Int. Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. 1, 225 - 234.
100. Mitchell, J. K. e Jaber, M. (1990): Factors controlling the long-term properties of clay liners. *Proceedings of Symp. on Waste Containment Systems: Construction, Regulation and Performance*, San Francisco, ASCE Geot. Spec. Publ., N° 26, 84 - 105.
101. Meraz L., (1997): Décharge contrôlée et production de biogaz : étude expérimentale et modélisation sur un site industriel et à l'échelle pilote. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. Fr.
102. Merz R.C., (1964): *Investigation to determine the quantity and quality of gases produced during refuse decomposition*. University of Southern California to State Water Control Board, Sacramento, California, USA.
103. Merz R.C., Stone R., (1968): Special studies of a sanitary landfills. United States Public Health Service, Bureau of Solid Waste management Report EPA-SW 8R6-70.
104. Metcalf & Eddy (1991): *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd Ed, McGraw-Hill. NY.
105. Mierzwa, J. C. e Hespanhol, I. (2003): Processos de separação por membranas. *Revista de Gerenciamento Ambiental* n° 15.
106. Moletta, R., Verrier, D. & Albagnag, G. (1986): Dynamic modelling of anaerobic digestion. *Water Research*, **20**, 427-434.
107. Moore, C. A. (1980): Landfill and Surface Impoundement Performance Evaluation. USEPA, SW-869, 69 pp.
108. Morelli, J., (1990): Landfill Reuse Strategies. *Biocycle*, **31**(4), 60-61.

109. Neto, J. T. P. (1987): *On the Treatment of Municipal Refuse and Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting - a Low Technology Approach*. PhD thesis, The University of Leeds, UK. Pp 376.
110. Nelson, H. (1994): Landfill reclamation strategies. *Biocycle*, **35**(10), 40-44.
111. Nelson, H. (1995): Landfill reclamation project on the rise. *Biocycle*, **36**(3), 83-84.
112. Nyns, E. J. (1993): Landfill gas: from environment to energy. *Water Science Tech.*, **27**.
113. Oliveira, J. S. (1995): *A lagunagem em Portugal: conceitos básicos e aplicações práticas*. Ed. Universitárias Lusófonas, Lda. Lisboa.
114. Oweis, I.S., Smith, D.A., Ellwood, R.B. & Green, D.S. (1990): Hydraulic characteristics of municipal refuse. *Journal of Geotechnical Engineering*, ASCE, **116**, 536-553.
115. Pereira, F. Antunes (2004): Ilusões e paradoxos da reciclagem: o caminho da desmaterialização da economia. *Revista Águas e Resíduos*, nº 5/6 Série II. APESB pp.56-75.
116. Perrier, E. R., & Gibson, A. C., (1980): *Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites*. EPA/SW-868, Cincinnati, Ohio, USA, pp. 111.
117. Pervedello, C. L. (1992): *Dinâmica da água subterrânea entre drenos paralelos, em condições transientes*. Tese para Prof. Titular na Universidade Federal do Paraná. Pp. 130.
118. Pfeffer, J. T., (1992): *Solid Waste Management Engineering*. Englewood Cliffs, NY: Prentice Hall.
119. Pfeffer, J. T., (1986): Treatment of Leachate from Land Disposal Facilities. *Proceedings of the Waste Tech 86 Conference: Preparing now for tomorrow's needs*. Chicago, USA, pp. 22-23.
120. Pirt S.J., (1978): Aerobic and anaerobic microbial digestion in waste reclamation. *J. Appl. Chem. Biotechnologies*, vol 28.
121. Pohland, F.G., Derien, J. T., & Ghosh, S. B., (1983): Leachate and Gas Quality Changes During Landfill Stabilisation of Municipal Refuse. In: ed. R. L. Wentworth. *Proceedings 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion*, Boston, Cambridge, USA, pp 185-201.
122. Pohland, F.G., (1986): *Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycle and Residual Treatment*. EPA-600/2-75-043. U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio.
123. Poulsen G. Tjalfe e MØldrup, P. (2005): Factors affecting water balance and percolate production for a landfill in operation. *Waste Management and Research* nº 23 nº1:72-78 pp.

124. Powrie, W.; Hudson, A.P. & Beaven, R.P. (2000): *Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology*. Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council. Department of Civil & Environmental Engineering, University of Southampton, Highfield, Southampton. SO17 1BJ.
125. Qasim, S.R, Chiang, W. (1994): *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*. Technomic Publishing Co. Pennsylvania. 1994. 323 p.
126. Quigley, R. M.; Fernandez, F. e Crooks, V. E. (1987): Engineered clay liners: a short review. *Environmental Geotechnics and Problematic Soils and Rocks*, Balkema, Rotterdam, 63-74.
127. Ramke, H. G. (1989): Leachate collection systems. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press Ltd., London, 343 - 364.
128. Rees J.F. (1980): The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. *J. Chem. Tech. Biotechnol*, pp 161-175.
129. Reinhart, D.R. & Townsend, T.G. (1997): *Landfill Bioreactor Design and Operation*. Lewis Publishers, New York.
130. Rhew, R. & Barlaz, M.A. (1995): The effect of lime stabilized sludge as a cover material on anaerobic refuse decomposition. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 121, 499-506.
131. Riester J.E., (1994): Landfill leachate production and gas generation numerical model. PhD these, Old Dominion University.
132. Ripley, L.E., Kmet, N.M., Boyle, W.C. & Converse, J.C. (1984): The effects of ammonia nitrogen on the anaerobic digestion of poultry manure. In: *Proceedings of 39th International Purdue Industrial Waste Conference*, West Lafayette, IN, USA.
133. Robinson, H. and Maris, P. J. (1985): The treatment of leachates from domestic waste in landfill sites. In: *J. Water Pollut. Control Fed.*, **57**, 30.
134. Rowe, R.K. (1995): Leachate characteristics for MSW landfills. In: Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegman R. (eds.): *Proceedings of Sardinia 95 – 5th International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, pp. 327-344.
135. Russo, D (1988): Determining soil hydraulic properties by parameter estimation: On the selection of a model for the hydraulic properties. *Water Resources Research*, 24, 453-459.
136. Russo, M. A. T. (1998): Avaliação de Parâmetros que influenciam a compostagem de RSU e a sua importância na qualidade do composto: Aplicação a casos práticos. Tese apresentada em provas públicas no IPVC para concurso para Professor Coordenador.

137. Russo, M.A.T.; Lopes, M.L.; Vieira, J.M.P., (1998): Drenagem de lixiviados em fundo de alvéolos: uma proposta de solução. *Actas do VII Encontro Nacional de Saneamento Básico*, APESB, Barcelos, Portugal.
138. Savage, G.M., Golueke, G., & Stein, E.L. (1993): Landfill Mining: Past and Present, *Biocycle*, **34**(5), 58-61.
139. Schroeder, P.R., Lloyd, C., Zappi, P. & Aziz, N. (1994): *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model*, User's Guide for Version 3. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington DC, EPA/600/R-94/168a.
140. Speece, R.E. (1996): *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Archae Press, Tennessee, USA.
141. Stainer, Y., Adelberg, AE, & Ingraham, J. (1976): *The microbial world*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ, USA.
142. Steyer E., Hilgsmann S., Radu J.P., Charlier R., Destain J., Drion R., & Thonart P., (1999): A biological pluridisciplinary model to predict municipal landfill life. In: *Proceedings Sardinia 99*, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, vol I, pp 37-44.
143. Straub, W.A. & Lynch, D. R. (1982a): Models of landfill leaching: Moisture flow and inorganic strength. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 108, 231-250.
144. Straub, W.A. & Lynch, D.R. (1982b): Models of landfill leaching: Organic strength. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 108, 251-268.
145. Suk, H., Lee, K. K. & Lee, C.H. (2000): Biologically reactive multispecies transport in sanitary landfill. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 126, 419-427.
146. Tchobanoglous, G., Theisen H., & Vigil, S., (1993): *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles Management Issues*, NY: McGraw-Hill, Inc.
147. Ten Brummeler, E. & Koster, I.W. (1989): The effect of several pH control chemicals on dry batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Resources, Conservation and Recycling*, **3**, 19-32.
148. Tinsley, J. (1950): The determination of organic carbon in soils by dichromate mixture. In: *Proceedings IV International Congress of Soil Science*, s.1., 161-164 pp.
149. UE (1975): Directiva 75/442/CEE, do Conselho, de 15 de Julho, relativa aos resíduos. *Jornal Oficial da Comunidade nº L 194 de 25.07.1975*
150. UE (2000): Decisão 2000/532/CE [Jornal Oficial L 226 de 06.09.2000]
151. UE (2001): Decisão 2001/118/CE [Jornal Oficial L 47 de 16.02.2001]

- 152.UE (2001): Decisão 2001/119/CE [Jornal Oficial L 47 de 16.02.2001]
- 153.UE (2001): Decisão 2001/573/CE [Jornal Oficial L 203 de 28.07.2001]
- 154.UE (2002): Decisão n.º 1600/2002/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de Julho de 2002, que estabelece o sexto programa comunitário de acção em matéria de Ambiente.
- 155.Unlu, K., Kemblowski, M.W., Parker, J.C., Stevens, D., Chong, P.K. & Kamil, I. (1992): A screening model for effects of land-disposed wastes on groundwater quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, **11**, 27-49.
- 156.Veihmeyer, F.J. & Hendrickson, A.H. (1931): The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soil. *Soil Science*, Baltimore, v.32, p.181-193.
157. Veit, M. A., Zulauf, W., Struermer, K., (1983): Extraction and Utilisation of Landfill Gas in Brazil. In: *Proceedings 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion*, Boston, Cambridge, USA, pp 227-250, ed. R. L. Wentworth.
158. Vieira, J. M. P.(1996): Implicações da Aplicação em Portugal da Directiva Europeia sobre Aterros Sanitários. *1º Simpósio Internacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos de Viana do Castelo - 1996*. IPVC, 1996.
159. Wagner, J. (2001): Membrane Filtration Handbook: Practical Tips and Hints. 2nd Ed. Osmonics.
160. Wang, Y.S., Odle, W.S., Eleazer, W.E. & Barlaz, M.A. (1997): Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. *Waste Management & Research*, **15**, 149-167.
161. Water Review Technical Brief, (1995): Volume 10, No. 3; Ed. Water Quality Research Council.
162. Yeh, T.C.J. (1989): One-dimensional steady-state infiltration in heterogeneous soils. *Water Resources Research*, **25**, 2149-2158.
- 163.Young A., (1992): *Application of computer modeling to landfill processes*. AEA Tecnology, Report nº CWM 039/92, , London,
- 164.Weber B. & Holz F. (1991): Landfill leachates treatment by RO In Effective Industrial Membrane Processes: Benefits and Opportunities. Ed M.K. Turner, pp 143-154. Elsevier Sciences Publishers Ltd, England.