



Rita Isabel Lampreia Teixeira de Azevedo
(Mestre)

Optimização de Sistemas de Tratamento de Águas de Escorrência de Estradas

Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Ambiente

Orientador: Prof. Doutor António Pedro de Nobre Carmona Rodrigues,
FCT/UNL
Co-orientador: Prof. Doutor Fernando José Pires Santana,
FCT/UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Fernando José Pires Santana
Arguentes: Prof. Doutor José Manuel Pereira Vieira
Prof. Doutora Maria Manuela Queiróz Martins Mantero Morais

Vogais: Prof. Doutor António João Carvalho de Albuquerque
Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho



Maio de 2014

**OPTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS DE ESCORRÊNCIA DE
ESTRADAS**

DIREITOS DE CÓPIA / “COPYRIGHT”

Rita Isabel Lampreia Teixeira d’Azevedo

Faculdade de Ciências e Tecnologia / Universidade Nova de Lisboa

Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

DEDICATÓRIA E AGRADECIMENTOS

Para a consecução da presente dissertação muito contribuiu o apoio e estímulo de várias pessoas, a quem desejo expressar o meu reconhecimento.

Ao Professor Doutor António Carmona Rodrigues, orientador científico da dissertação, agradeço a orientação, a imensa satisfação, honra e entusiasmo que tive por esse motivo, as críticas construtivas, a compreensão e dedicação, os úteis comentários aos resultados obtidos e à forma da sua apresentação, o interesse com que acompanhou os estudos e a redação da dissertação.

Ao Professor Doutor Fernando Santana, co-orientador da dissertação, agradeço a imensa satisfação e a honra do seu apoio, compreensão e acompanhamento dos estudos.

À Eng.^a Alexandra Ferreira, Concessão Costa de Prata - AENOR, agradeço a compreensão e o valioso apoio na informação disponibilizada e esclarecimentos prestados relativamente aos sistemas de tratamento de águas de escorrência do IC1 – Mira/Aveiro (Lotes 1, 2 e 3).

Cumpre-me também expressar os meus agradecimentos à Paula Sousa, assistente administrativa da Concessão Costa de Prata - AENOR, pela disponibilidade de acompanhamento e consulta dos resultados obtidos nos sistemas de tratamento de águas de escorrência do IC1 – Mira/Aveiro (Lotes 1, 2 e 3).

À Eng.^a Luísa Vales de Almeida, Estradas de Portugal – EP, agradeço a constante disponibilidade, bem como os contactos das entidades concessionárias AENOR (Concessão Costa de Prata), NORSCUT (Concessão Interior Norte) e EUROSCUT (Concessão SCUT Algarve), e a disponibilização dos dados relativos à extensão da rede de estradas em Portugal.

À Doutora Ana Estela Barbosa, LNEC, agradeço a indicação de duas publicações internacionais na área.

À Doutora Catarina Diamantino, agradeço a indicação de fontes para pesquisa de dados de tráfego médio diário.

Ao Eng.^o Rui Agostinho, agradeço o gosto, interesse e dedicação que me permitiu aprofundar pelo tema, incluindo a aprendizagem permanente, aquando do convite que me dirigiu para a elaboração de diversos projetos de sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas a nível nacional, em particular, na A17 - Auto-Estrada Marinha Grande/Mira, com o entusiasmo e orgulho que me permitiu sentir com a visualização de obra feita, a informação disponibilizada, a amizade, a compreensão e a constante disponibilidade.

Ao Eng.^o Carlos Serra, agradeço o apoio, amizade e sensatez, bem como o encorajamento transmitido na fase final da dissertação.

Finalmente, mas sempre como as primeiras presenças no meu coração, agradeço profundamente o amor dos meus Pais, o entusiasmo para a consecução da presente dissertação e constante encorajamento, a permanente dedicação e acompanhamento em todos os momentos ao longo da minha vida, o apoio, a compreensão, a educação, a referência e a quem devo a pessoa que sou.

“Deixem-me que lhes conte o segredo que me ajudou a atingir os meus objectivos.
Minha força reside apenas na minha tenacidade”.

(Louis Pasteur)

SUMÁRIO

A deterioração da qualidade do meio hídrico e a afectação de ecossistemas pela influência de estradas deve-se ao transporte da poluição acumulada no pavimento pelas águas pluviais, designando-se como águas de escorrência de estradas. Entre os poluentes mais comuns e preocupantes encontram-se os metais pesados (zinco, cobre, chumbo, cádmio, crómio), hidrocarbonetos, partículas (sólidos suspensos totais), óleos e gorduras. Onde não é possível evitar a descarga das águas de escorrência e tratando-se de zonas sensíveis (como recursos hídricos que não garantam a diluição dos poluentes rodoviários, estuários, captações públicas ou privadas de água superficial e subterrânea, canais e valas de distribuição de água para rega, campos agrícolas e infraestruturas hidráulicas), devem estabelecer-se sistemas de tratamento, promovendo a diminuição da poluição para níveis aceitáveis antes da descarga. Deste modo, mostra-se pertinente a análise de sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, incluindo a determinação de critérios para o efeito e a sua optimização.

A presente dissertação tem por objectivo contribuir para o avanço de conhecimentos no domínio dos sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, nomeadamente a avaliação em função de vários critérios, incluindo a monitorização, visando o contributo para proposta de regionalização da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, numa perceção holística e, com a focalização na avaliação de impactes ambientais, na proteção dos recursos hídricos e na correta gestão das atividades inerentes ao projecto, construção, exploração, manutenção e monitorização dos sistemas de tratamento.

A análise de resultados incidiu essencialmente sobre as melhores estratégias de gestão (a nível nacional e internacional). Procedeu-se à comparação das condições hidrológicas e região, do caudal a tratar, do tráfego médio diário das vias rodoviárias em estudo, da eficiência de remoção dos poluentes face aos sistemas de tratamento implantados e custos associados (investimento e manutenção).

Termos chave: águas de escorrência de estradas; sistemas de tratamento; melhores estratégias de gestão; critérios; eficiência; custos.

ABSTRACT

The deterioration quality of the water environment and the allocation of ecosystems under the influence of roads, due to the transport of pollution accumulated on the pavement by rainwater, designating themselves as highway runoff (road runoff, water runoff, highway stormwater runoff). Among the most common and pollutants of concern are the heavy metal (zinc, copper, lead, cadmium, chromium), hydrocarbons, particulates (suspended solids), oils and fats. Where it is not possible to prevent the discharge of water runoff and in the case of sensitive areas (such as water resources that do not guarantee the dilution of pollutants road, estuaries, public or private funding for surface water and groundwater, canals and ditches distribution water for irrigation, farmland, hydraulic infrastructure), should be established treatment systems, promoting the reduction of pollution to acceptable levels before discharge. Thus, it is shown relevant to analysis of treatment of runoff from roads, including the determination of criteria for this purpose and its optimization.

This thesis aims to contribute to the advancement of knowledge in the field of treating runoff from roads, namely the assessment according to several criteria, including monitoring systems in order to contribute to the proposed regionalization of the most efficient solution/sustainable for treating runoff from roads, a holistic perception, with a focus on environmental impact assessment, protection of water resources and proper management of activities related to design, construction, operation, maintenance and monitoring of systems treatment.

The analysis of results focused primarily on the best management practices (national and international). Proceeded to compare the hydrological conditions and region, flow to be treated, the average daily traffic on roads study, the removal efficiency of pollutants compared to treatment systems installed and associated costs (investment and maintenance).

Keywords: highway runoff; treatment systems; best management practices; criteria; efficiency; costs.

ÍNDICE DE MATÉRIAS

	Pág.
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento geral	1
1.2 Enquadramento da dissertação. Estudos precedentes	2
1.3 Objectivos da dissertação	3
1.4 Metodologia do estudo	3
1.5 Organização da dissertação	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 Âmbito e organização	5
2.2 Impactes ambientais causados pelas estradas nos meios hídricos	5
2.3 Poluentes gerados nas estradas	6
2.3.1 Considerações gerais	6
2.3.2 Metais pesados	9
2.3.3 Hidrocarbonetos	9
2.3.4 Partículas sólidas	11
2.3.5 Nutrientes e matéria orgânica	12
2.4 Variáveis que condicionam a qualidade das águas de escorrência de estradas	13
2.4.1 Considerações gerais	13
2.4.2 Tipo de estrada	13
2.4.3 Tráfego rodoviário	14
2.4.3.1 Considerações gerais	14
2.4.3.2 Tipo e idade dos carros	14
2.4.3.3 Velocidade	15
2.4.3.4 Intensidade de tráfego rodoviário	16
2.5 Previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas	17
2.6 Principais estudos de monitorização de águas de escorrência de estradas e poluentes	20
2.6.1 Monitorização das águas de escorrência de estradas	20
2.6.2 Poluentes	22
2.6.3 Principais estudos de monitorização a nível nacional	25
2.6.4 Principais estudos de monitorização a nível internacional – Projecto POLMIT	34
2.7 Avaliação dos sistemas de tratamento para controlo da poluição das águas de escorrência de estradas	43
2.8 Melhores estratégias de gestão	51
2.8.1 Considerações gerais	51
2.8.2 Classificação, eficiência e características	51
2.8.3 Valas relvadas	55
2.8.4 Bacias de detenção	62
2.8.5 Bacias de infiltração	68

3. SISTEMAS DE TRATAMENTO: ENQUADRAMENTO, JUSTIFICAÇÃO, DESCRIÇÃO E DIMENSIONAMENTO	75
3.1 Considerações gerais	75
3.2 Enquadramento legal e normativo	75
3.2.1 Enquadramento geral	75
3.2.2 Enquadramento legal	76
3.2.2.1 Águas de escorrência de estradas	76
3.2.2.2 Efluente tratado	77
3.2.2.3 Resíduos	79
3.2.3 Enquadramento normativo	79
3.2.3.1 Concentrações de metais pesados nos solos	79
3.2.3.2 Análise de impactes resultantes da contaminação de solos	80
3.3 Justificação dos sistemas de tratamento	81
3.3.1 Considerações gerais	81
3.3.2 Condicionantes da poluição de origem difusa	82
3.3.3 Sistemas de tratamento disponíveis	83
3.3.4 Definição do sistema de tratamento e condicionantes adicionais	84
3.3.5 Avaliação do incremento de poluentes no meio receptor e zonas sensíveis	85
3.3.6 Eficiência dos sistemas de tratamento e monitorização	86
3.4 Descrição dos sistemas de tratamento – melhores estratégias de gestão	88
3.4.1 Descrição geral	88
3.4.2 Gradagem	89
3.4.3 Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>	89
3.4.4 Separador de hidrocarbonetos	90
3.4.5 Vala relvada	90
3.4.6 Tratamento por bacias: bacia de retenção/decantação e bacia de infiltração	94
3.4.6.1 Considerações gerais	94
3.4.6.2 Bacia de retenção/decantação	96
3.4.6.3 Tratamento prévio à bacia de infiltração	96
3.4.6.4 Bacia de infiltração	97
3.4.6.4.1 <i>Descrição geral</i>	97
3.4.6.4.2 <i>Sistema de irrigação</i>	99
3.4.6.4.3 <i>Sistema de drenagem subsuperficial</i>	101
3.4.6.5 Descarga do efluente final	102
3.4.6.6 Manutenção do sistema de tratamento	102
3.5 Critérios de dimensionamento dos sistemas de tratamento - melhores estratégias de gestão	103
3.5.1 Descrição geral	103
3.5.2 Implantação e características hidráulicas: dados de projecto	108
3.5.3 Gradagem	104

3.5.4	Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>	105
3.5.5	Separador de hidrocarbonetos	106
3.5.5.1	Critérios de dimensionamento	106
3.5.5.2	Considerações para a execução	108
3.5.6	Vala relvada	109
3.5.7	Tratamento por bacias: bacia de retenção/decantação e bacia de infiltração	110
3.5.7.1	Bacia de retenção/decantação	110
3.5.7.2	Tratamento prévio à bacia de infiltração	111
3.5.7.2.1	<i>Caixa e grelha</i>	111
3.5.7.2.2	<i>Filtro granulométrico</i>	112
3.5.7.3	Bacia de infiltração	113
3.5.7.3.1	<i>Características gerais</i>	113
3.5.7.3.2	<i>Sistema de irrigação</i>	114
3.5.7.3.3	<i>Tubagens (adutora, porta-ramas e ramas)</i>	115
3.5.7.3.4	<i>Sistema de drenagem subsuperficial</i>	116
3.5.7.4	Considerações para a execução e protecção dos taludes das bacias	117
3.5.8	Descarga do efluente final	118
4.	CASOS DE ESTUDO	119
4.1	Considerações gerais	119
4.2	IP4 – Vila Real	121
4.2.1	Caracterização do sistema de tratamento	121
4.2.2	Monitorização	121
4.3	A24 – Vila Pouca de Aguiar	125
4.3.1	Características da estrada	125
4.3.2	Caracterização do sistema de tratamento	125
4.3.3	Monitorização	126
4.4	A1 – Torres Novas/Fátima	127
4.4.1	Características da estrada	127
4.4.2	Caracterização do sistema de tratamento	127
4.4.3	Monitorização	130
4.5	IC1 – Mira/Aveiro	133
4.5.1	Caracterização dos sistemas de tratamento	133
4.5.1.1.	Descrição geral	133
4.5.1.2.	Obra de entrada	133
4.5.1.3.	Bacia reguladora de caudais	134
4.5.1.4.	Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação	135
4.5.1.5.	Leito construído de macrófitas	136
4.5.1.5.1.	<i>Considerações gerais</i>	136
4.5.1.5.2.	<i>Plantas seleccionadas</i>	138
4.5.1.5.3.	<i>Mecanismos de remoção envolvidos</i>	139

4.5.1.5.3.1.	Compostos orgânicos complexos	139
4.5.1.5.3.2.	Metais pesados	140
4.5.1.5.3.3.	Regime de escoamento	140
4.5.2	Dimensionamento dos sistemas de tratamento	141
4.5.2.1.	Sublanço Mira-Vagos (Lote 1)	141
4.5.2.1.1.	<i>Implantação</i>	141
4.5.2.1.2.	<i>Estimativa do volume de água a tratar</i>	141
4.5.2.1.3.	<i>Estimativa da carga poluente</i>	141
4.5.2.1.4.	<i>Órgãos depurativos</i>	142
4.5.2.1.4.1.	Obra de entrada	142
4.5.2.1.4.2.	Bacia reguladora de caudais	142
4.5.2.1.4.3.	Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação	143
4.5.2.1.4.4.	Leito construído de macrófitas	143
4.5.2.1.5.	<i>Descarga e estimativa da qualidade do efluente final</i>	145
4.5.2.2.	Sublanço Vagos-Aveiro Sul (Lote 2)	145
4.5.2.2.1.	<i>Implantação</i>	145
4.5.2.2.2.	<i>Estimativa do volume de água a tratar</i>	146
4.5.2.2.3.	<i>Estimativa da carga poluente</i>	146
4.5.2.2.4.	<i>Órgãos depurativos</i>	147
4.5.2.2.4.1.	Obra de entrada	147
4.5.2.2.4.2.	Bacia reguladora de caudais	147
4.5.2.2.4.3.	Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação	148
4.5.2.2.4.4.	Leito construído de macrófitas	148
4.5.2.2.5.	<i>Descarga e estimativa da qualidade do efluente final</i>	150
4.5.2.3.	Sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente (Lote 3)	150
4.5.2.3.1.	<i>Implantação</i>	150
4.5.2.3.2.	<i>Estimativa do volume de água a tratar</i>	150
4.5.2.3.3.	<i>Estimativa da carga poluente</i>	151
4.5.2.3.4.	<i>Órgãos depurativos</i>	151
4.5.2.3.4.1.	Obra de entrada	151
4.5.2.3.4.2.	Bacia reguladora de caudais	152
4.5.2.3.4.3.	Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação	152
4.5.2.3.4.4.	Leito construído de macrófitas	153
4.5.2.3.5.	<i>Descarga e estimativa da qualidade do efluente final</i>	155
4.5.3	Monitorização	155
4.6	A17 – Marinha Grande/Mira	157
4.6.1	Descrição geral	157
4.6.2	Lanço Louriçal/Quiaios	158
4.6.2.1	Pontos de descarga das águas de escorrência	158
4.6.2.2	Sistema de Tratamento 1 (ST1): ST1-D e ST1-E	159

4.6.2.2.1	Características	159
4.6.2.2.2	<i>Gradagem</i>	160
4.6.2.2.3	<i>Caixa de recepção de caudal e by pass</i>	162
4.6.2.2.4	<i>Separador de hidrocarbonetos</i>	163
4.6.2.2.5	<i>Valas relvadas</i>	164
4.6.2.3	Sistema de Tratamento 2 (ST2)	165
4.6.2.3.1	<i>Características</i>	165
4.6.2.3.2	<i>Gradagem</i>	165
4.6.2.3.3	<i>Caixa de recepção de caudal e by-pass</i>	166
4.6.2.3.4	<i>Separador de hidrocarbonetos</i>	167
4.6.2.3.5	<i>Bacia de retenção/decantação</i>	168
4.6.2.3.6	<i>Bacia de infiltração</i>	168
4.6.2.4	Estimativa da qualidade do efluente final	169
4.6.3	Lanço Quiaios/Mira	170
4.6.3.1	Pontos de descarga das águas de escorrência	170
4.6.3.2	Sublanço Quiaios/Tocha	172
4.6.3.2.1	<i>Características</i>	172
4.6.3.2.2	<i>Gradagem</i>	174
4.6.3.2.3	<i>Caixa de recepção de caudal e by-pass</i>	174
4.6.3.2.4	<i>Separador de hidrocarbonetos</i>	176
4.6.3.2.5	<i>Valas relvadas</i>	177
4.6.3.3	Sublanço Tocha/Mira	178
4.6.3.3.1	<i>Características</i>	178
4.6.3.3.2	<i>Gradagem</i>	179
4.6.3.3.3	<i>Caixa de recepção de caudal e by-pass</i>	180
4.6.3.3.4	<i>Separador de hidrocarbonetos</i>	182
4.6.3.3.5	<i>Bacia de retenção/decantação</i>	183
4.6.3.3.6	<i>Bacia de infiltração</i>	184
4.6.3.3.7	<i>Valas relvadas</i>	185
4.6.3.3.8	<i>Vala de macrófitas</i>	186
4.6.3.4	Estimativa da qualidade do efluente final	187
4.7	A23 – Ligação Covilhã (Norte)	189
4.7.1	Caracterização da área em estudo	189
4.7.2	Caracterização do sistema de tratamento	189
4.7.3	Monitorização	191
4.7.4	Análise da infra-estrutura	193
4.8	IP6 – Peniche – IC1	197
4.8.1	Considerações gerais	197
4.8.2	Caracterização da área de estudo	197
4.8.3	Caracterização do sistema de tratamento	198

4.8.4	Monitorização	199
4.8.4.1	Considerações gerais	199
4.8.4.2	Avaliação do efeito do primeiro fluxo	202
4.8.5	Análise do sistema de tratamento	203
4.9	A6 – Borba	205
4.9.1	Características da estrada	205
4.9.2	Caracterização do sistema de tratamento	205
4.9.3	Sistema de drenagem	206
4.9.4	Monitorização	206
4.10	A22 – Guia-Alcantarilha	211
4.10.1	Caracterização dos sistemas de tratamento	211
4.10.2	Monitorização	214
4.10.2.1	Lanço Alcantarilha-Guia e Lanço Lagos-Lagoa	214
4.10.2.2	Lanço Guia-Alcantarilha (caso de estudo)	215
4.10.3	Limitações do sistema de tratamento	216
5.	RESULTADOS PARA A OPTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO. ANÁLISE COMPARATIVA	217
5.1	Considerações gerais	217
5.2	Localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo	218
5.3	Metodologia de avaliação	219
5.3.1	Parâmetros	219
5.3.2	Precipitação média anual	219
5.3.3	Área drenante	220
5.3.4	Caudal médio afluente	220
5.3.5	Concentração de poluentes (afluente e efluente)	221
5.3.6	Eficiência de remoção teórica	221
5.3.7	Carga poluente (afluente e efluente)	222
5.3.8	Eficiência de remoção real e avaliação da eficiência global de tratamento	222
5.3.9	Tráfego médio diário anual	223
5.3.10	Custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento	223
5.4	Parâmetros avaliados: apresentação dos resultados	225
5.5	Análise comparativa dos resultados	248
5.6	Análise de casos a nível internacional	251
5.6.1	Considerações gerais	251
5.6.2	Valas relvadas	251
5.6.3	Bacias de detenção	252
5.6.4	Bacias de infiltração	252
5.7	Proposta da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência, visando a exportabilidade e generalização	253

6. CONCLUSÕES. SUGESTÕES PARA PROSSEGUIMENTO DO ESTUDO	259
6.1 Conclusões	259
6.2 Sugestões para prosseguimento do estudo	268
BIBLIOGRAFIA	271
ANEXOS	
1 – Metodologias de previsão das características das águas de escorrência de estradas	
2 – Melhores estratégias de gestão que ocupam o quarto lugar em diante	

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Capítulo 2	
Figura 2.1 - Mapa de Portugal, fotos satélite e fotos aéreas da área de estudo das AEE do IP5, com indicação (ponto amarelo) do local de amostragem	23
Figura 2.2 - Principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal (círculos brancos), com resultados publicados	26
Figura 2.3 - Estação de monitorização instalada no estudo de monitorização das AEE no IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré: cabine com udómetro na cobertura; amostrador automático com computador portátil ligado para recolha de dados; descarregador de água para medição do caudal	27
Figura 2.4 - Operação de lavagem do Túnel da Gardunha e tanque separador de hidrocarbonetos vazio, antes da afluência das águas de lavagem	31
Figura 2.5 - Localização dos 14 casos de estudo do projecto POLMIT	35
Figura 2.6 – Esquema geral da localização dos instrumentos de monitorização utilizados no projecto POLMIT	36
Figura 2.7 - Alguns dos sistemas de tratamento avaliados em Portugal	43
Figura 2.8 - Vala relvada	56
Figura 2.9 - Aspecto de valas relvadas	56
Figura 2.10 – Velocidades de escoamento para canais revestidos com uma vegetação com coeficiente de retardamento C	59
Figura 2.11 – Máxima altura de escoamento admissível ($D_{máx}$) para canais revestidos com misturas de relva, com boa capacidade de sustentação, não aparadas	60
Figura 2.12 - Desenho esquemático de uma vala típica	60
Figura 2.13 - Representação esquemática de uma bacia de detenção	64
Figura 2.14 - Representação esquemática do descarregador que funciona como um <i>by-pass</i> na bacia de decantação	65
Figura 2.15 - Exemplo de uma rampa de acesso ao interior de uma bacia, para manutenção	66
Figura 2.16 - Redução da concentração de SST em função da relação comprimento: largura	67
Figura 2.17 - Exemplo de um layout para uma bacia de infiltração, com um <i>by-pass</i> localizado no compartimento de sedimentação	71
Capítulo 3	
Figura 3.1 – Espécies herbáceas propostas para vala relvada	91
Figura 3.2 - Desenho esquemático duma vala típica	93
Figura 3.3 – Pormenor das camadas de materiais no leito filtrante	93
Figura 3.4 – Execução de uma vala relvada (a) e seu aspecto final (b)	94
Figura 3.5 – Esquema em planta da tecnologia de tratamento por bacias	94
Figura 3.6 – Esquema em perfil da tecnologia de tratamento por bacias	95
Figura 3.7 – Esquema de ligação da bacia de retenção com a bacia de infiltração	97
Figura 3.8 – Pormenor das camadas de materiais no leito filtrante	98
Figura 3.9 - Estrutura de distribuição da água para irrigação (esquema geral)	99
Figura 3.10 - Estrutura de distribuição da água para irrigação (desenho)	100

Figura 3.11 – Modelação do terreno e disposição dos emissores	100
Figura 3.12 – Esquema de drenagem do leito filtrante	101
Figura 3.13 – Corte transversal do sistema de drenagem do leito filtrante	102
Figura 3.14 – Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação	107

Capítulo 4

Figura 4.1 – Localização dos sistemas de tratamento em estudo	120
Figura 4.2 – Aspecto da bacia da A1 em Janeiro de 2002, após obras de reabilitação efectuadas em 2000 (foto tirada próximo do descarregador de superfície)	128
Figura 4.3 – Ligação Covilhã Norte – auto-estrada A23, com identificação das quatro bacias de decantação	190
Figura 4.4 – Pontos de amostragem	191
Figura 4.5 – Localização do descarregador de saída	193
Figura 4.6 – Ponto de descolagem da tela impermeabilizadora, junto a uma das saídas do desengordurador	194
Figura 4.7 – Aspecto do assoreamento parcial do desengordurador	194
Figura 4.8 – Desestabilização do sistema de transporte	195
Figura 4.9 – Descarga não uniforme do desengordurador para a bacia	196
Figura 4.10 – Local de estudo do IP6-Peniche-IC1	197
Figura 4.11 – Zona do viaduto em que o IP6 atravessa a albufeira de São Domingos e torre de captação de água	198
Figura 4.12 – Carga poluente média correspondente a 50 % do volume	203
Figura 4.13 – Bacia de retenção da A22, lanço Guia-Alcantarilha	211
Figura 4.14 – Bacia de infiltração da A22, lanço Guia-Alcantarilha	211
Figura 4.15 – Descarga para o meio receptor da A22, lanço Guia-Alcantarilha	212
Figura 4.16 – Leito filtrante da bacia designada BTA ao km 40+220 da A22, lanço Alcantarilha-Guia	213
Figura 4.17 – Bacia de infiltração do sistema designado BTA ao km 38+656 da A22, lanço Alcantarilha-Guia	213

Capítulo 5

Figura 5.1 – Eficiência de remoção real em função do caudal	238
Figura 5.2 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: SST	238
Figura 5.3 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: HC	239
Figura 5.4 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: Zn	239
Figura 5.5 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: Cu	240
Figura 5.6 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: Pb	240
Figura 5.7 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: SST	241
Figura 5.8 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: Zn	241
Figura 5.9 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: Cu	242
Figura 5.10 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: Pb	242

Figura 5.11 – Eficiência de remoção real em função da precipitação média anual	243
Figura 5.12 – Custos de investimento em função da precipitação média anual	245
Figura 5.13 – Custos de investimento em função da área drenante	245
Figura 5.14 – Custos de investimento em função do tráfego médio diário anual	246
Figura 5.15 – Eficiência de remoção real em função dos custos de investimento	247
Figura 5.16 – Eficiência de remoção real em função do tráfego médio diário anual	247

Capítulo 6

Figura 6.1 – Esquema das principais origens dos poluentes que integram as águas de escorrência	260
Figura 6.2 – Esquema com as principais componentes das viaturas que contribuem com poluentes	261

ÍNDICE DE QUADROS

	Pág.
Capítulo 2	
Quadro 2.1 - Síntese dos principais impactes causados pelas estradas nos meios hídricos	6
Quadro 2.2 - Síntese de poluentes presentes no ambiente rodoviário e respectivas origens	8
Quadro 2.3 - Emissões de óleos e de HAP pelo tráfego rodoviário	10
Quadro 2.4 - Percentagens típicas de poluentes, em águas pluviais urbanas e de estradas	11
Quadro 2.5 - Concentrações típicas para alguns poluentes presentes em águas de drenagem urbanas e de estradas	12
Quadro 2.6 - Concentrações de CQO e CBO em águas de escorrência de diferentes áreas urbanas	13
Quadro 2.7 – Comparação de taxas de emissão de poluentes para veículos a gasolina e a diesel	15
Quadro 2.8 – Libertação de metais pesados devido ao desgaste dos pneus, em diferentes tipos de estrada	16
Quadro 2.9 - Caracterização das estradas associadas aos principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal	26
Quadro 2.10 - Gamas de valores de parâmetros considerados nos principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal	29
Quadro 2.11 - VLE na descarga de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto) relativos a alguns parâmetros usuais em estudos de monitorização de AEE	30
Quadro 2.12 - Resultados globais da poluição dos solos e águas subterrâneas nos casos de estudo do POLMIT	40
Quadro 2.13 - Síntese dos resultados da monitorização de solos e águas subterrâneas obtidos em 14 casos de estudo, no âmbito do projecto POLMIT	41
Quadro 2.14 - Valores da qualidade das águas de escorrência obtidos em diversos estudos a nível internacional, incluindo do projecto POLMIT	42
Quadro 2.15 - Resumo dos resultados da avaliação de sistemas de tratamento de águas de escorrência	46
Quadro 2.16 - Dados sobre os custos de construção e manutenção em comparação com a eficiência dos sistemas	49
Quadro 2.17 - Recomendações destinadas a melhorar a prática nacional no projecto, construção, exploração e monitorização de sistemas de tratamento de águas de escorrência	49
Quadro 2.18 - Classificação de algumas melhores estratégias de gestão	52
Quadro 2.19 - Eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias/melhores estratégias de gestão	53
Quadro 2.20 - Manutenção média anual (horas) para cada tipologia de tratamento	53
Quadro 2.21 - Critérios para uma óptima eficiência de tratamento em valas relvadas	58
Quadro 2.22 - Exemplo de folha de trabalho para avaliar a estabilidade hidráulica de uma vala trapezoidal	61
Quadro 2.23 – Directrizes para o projecto de bacias de infiltração e escolha do local	71

Capítulo 3

Quadro 3.1 – Qualidade das águas destinadas à rega (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XVI)	77
Quadro 3.2 – Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XVIII)	77
Quadro 3.3 – Objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais - valores máximos admissíveis (VMA) para os hidrocarbonetos e zinco (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XXI)	78
Quadro 3.4 - Qualidade da água destinada ao consumo humano - valores paramétricos para os parâmetros químicos (Decreto-Lei n.º 306/2007, Anexo I - Parte II)	78
Quadro 3.5 – Qualidade da água para consumo humano – valor máximo recomendado para o zinco (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo VI)	79
Quadro 3.6 – Concentrações totais de metais pesados em função das áreas/meio receptor (norma canadiana)	80
Quadro 3.7 – Concentrações (valor objectivo e valor de intervenção) de contaminantes nos solos (norma holandesa)	80
Quadro 3.8 – Normalização para a análise de impactes resultantes da contaminação de solos	81
Quadro 3.9 – Percentagem de poluentes em fase dissolvida	82
Quadro 3.10 – Eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias de tratamento – melhores estratégias de gestão	87
Quadro 3.11 – Diferentes classes de relva	91
Quadro 3.12 – Características da mistura herbácea proposta em geral para vala relvada	92
Quadro 3.13 - Caracterização das espécies seleccionadas	95
Quadro 3.14 – Propriedades mecânicas da geomembrana	117

Capítulo 4

Quadro 4.1 - Concentrações de poluentes nas águas de escorrência do IP4	123
Quadro 4.2 - Dimensionamento da bacia de Fátima para dois volumes	129
Quadro 4.3 - Gamas de concentrações nas águas de escorrência da A1, monitorizadas à entrada da bacia de Fátima, de Abril a Maio de 2002	131
Quadro 4.4 - Percentagens de remoção obtidas em testes de sedimentabilidade efectuados em laboratórios	134
Quadro 4.5 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	141
Quadro 4.6 - Estimativa da carga de poluentes afluente ao sistema de tratamento no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	141
Quadro 4.7 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	142
Quadro 4.8 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	142
Quadro 4.9 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	143
Quadro 4.10 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito contruído de macrófitas no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	144
Quadro 4.11 – Características do LCM no sublanço Mira-Vagos, Lote 1	144
Quadro 4.12 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Mira-Vagos, Lote 1	145
Quadro 4.13 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	146
Quadro 4.14 - Estimativa da carga de poluentes afluente ao sistema de tratamento no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	146
Quadro 4.15 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	146

Quadro 4.16 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	147
Quadro 4.17 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	148
Quadro 4.18 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito construído de macrófitas no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	149
Quadro 4.19 – Características do LCM no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	149
Quadro 4.20 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2	150
Quadro 4.21 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	151
Quadro 4.22 - Estimativa da carga de poluentes afluente ao sistema de tratamento no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	151
Quadro 4.23 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	151
Quadro 4.24 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	152
Quadro 4.25 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	153
Quadro 4.26 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito construído de macrófitas no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	154
Quadro 4.27 – Características do LCM no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	154
Quadro 4.28 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3	155
Quadro 4.29 - Pontos de descarga das águas de escorrência, meio receptor e sistemas de tratamento para o sublanço Louriçal/A14	158
Quadro 4.30 - Descrição dos sistemas de tratamento preconizados no lanço Louriçal/Quiaios	159
Quadro 4.31 – Características hidráulicas do ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	160
Quadro 4.32 – Características da câmara de grades do ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	161
Quadro 4.33 – Características da caixa de recepção de caudal no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	162
Quadro 4.34 – Características do <i>by-pass</i> à caixa de recepção de caudal no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	162
Quadro 4.35 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	163
Quadro 4.36 – Características do separador de hidrocarbonetos do lanço Louriçal/Quiaios	163
Quadro 4.37 – Dados de projecto das valas relvados no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios	164
Quadro 4.38 – Características hidráulicas do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	165
Quadro 4.39 – Características da câmara de grades do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	166
Quadro 4.40 – Características da caixa de recepção de caudal no ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	166
Quadro 4.41 – Características do <i>by-pass</i> à caixa de recepção de caudal no ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	167
Quadro 4.42 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	167
Quadro 4.43 – Características da bacia de retenção/decantação do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	168

Quadro 4.44 – Características do filtro granulométrico do tratamento prévio do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	169
Quadro 4.45 – Características da bacia de infiltração do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios	169
Quadro 4.46 – Estimativa da concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento aos sistemas de tratamento do lanço Louriçal/Quiaios	169
Quadro 4.47 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento do lanço Louriçal/Quiaios	170
Quadro 4.48 – Pontos de descarga das águas de escorrência, extensão de traçado, meio receptor e sistemas de tratamento do lanço Quiaios/Mira	171
Quadro 4.49 - Descrição dos sistemas de tratamento preconizados no lanço Quiaios/Mira	172
Quadro 4.50 – Dados de projecto dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	173
Quadro 4.51 – Características hidráulicas dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	173
Quadro 4.52 – Características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	174
Quadro 4.53 – Características da caixa de recepção de caudal dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	175
Quadro 4.54 – Características do colector de <i>by-pass</i> dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	176
Quadro 4.55 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	176
Quadro 4.56 – Características do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	177
Quadro 4.57 – Cota de entrada e cota de saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	177
Quadro 4.58 – Dados de projecto das valas relvadas para os sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha	178
Quadro 4.59 – Dados de projecto dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	178
Quadro 4.60 – Características hidráulicas dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	179
Quadro 4.61 – Características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	180
Quadro 4.62 – Características da caixa de recepção de caudal dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	181
Quadro 4.63 – Características do <i>by-pass</i> dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	182
Quadro 4.64 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	182
Quadro 4.65 – Características do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	183
Quadro 4.66 – Cota de entrada e cota de saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira	183
Quadro 4.67 – Características da bacia de retenção/decantação do sistema de tratamento do sublanço Tocha/Mira	184
Quadro 4.68 – Características do filtro granulométrico do tratamento prévio à bacia de infiltração do ST1 do sublanço Tocha/Mira	184
Quadro 4.69 – Características da bacia de infiltração do ST1 do sublanço Tocha/Mira	185

Quadro 4.70 – Dados de projecto das valas relvadas para o ST2 e ST3 do sublanço Tocha/Mira	186
Quadro 4.71 – Características da vala de macrófitas do ST4 do sublanço Tocha/Mira	187
Quadro 4.72 – Estimativa da concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento do lanço Quiaios/Mira	187
Quadro 4.73 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento no sublanço Quiaios/Tocha	188
Quadro 4.74 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento no sublanço Tocha/Mira	188
Quadro 4.75 - Características das áreas drenantes para as bacias 3 e 4	190
Quadro 4.76 - Gamas de valores nas águas de escorrência (campanhas de Janeiro e Maio de 2006)	192
Quadro 4.77 - Resultados das análises a amostras recolhidas em oito eventos de precipitação	200
Quadro 4.78 - CML e cargas poluentes do IP6	201
Quadro 4.79 - Comparação da qualidade de uma amostra após tratamento no desengordurador, com a qualidade média das escorrências do IP6	202
Quadro 4.80 - Gamas de concentrações nas águas de escorrência na A6, à entrada da bacia do Nó de Borba, de Fevereiro a Abril de 2004	206
Quadro 4.81 - Resultados das análises físico-químicas da água da bacia de Borba	207
Quadro 4.82 - Comparação de CML da A6 com as concentrações médias na água da bacia	207
Quadro 4.83 - Cálculos de cargas poluentes, CME e outros parâmetros associados a 6 eventos, para a A6	209
Quadro 4.84 - CML, desvio padrão, coeficiente de variação e carga poluente para os SST e metais pesados à entrada da bacia do Nó de Borba da A6	210
Quadro 4.85 - Resultados obtidos no ano de 2001 para o sistema de tratamento da A22 no lanço Guia-Alcantarilha	215

Capítulo 5

Quadro 5.1 – Localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo	218
Quadro 5.2 – Distribuição da pluviosidade em Portugal Continental	220
Quadro 5.3 – Custos de construção e manutenção média anual de sistemas de tratamento de águas de escorrência na Califórnia, EUA	224
Quadro 5.4 – Precipitação média anual característica da região onde se inserem os sistemas de tratamento, extensão e perfil transversal da estrada, área drenante, período de monitorização e caudal médio afluente ao sistema de tratamento	226
Quadro 5.5 – Concentração (afluente e efluente) e carga poluente (afluente e efluente) para os sistemas de tratamento em estudo	228
Quadro 5.6 – Eficiência de remoção real e teórica para os sistemas de tratamento em estudo	233
Quadro 5.7 – Custos (investimento e manutenção) e tráfego médio diário anual	243
Quadro 5.8 – Custos de investimento, tráfego médio diário anual e eficiência de remoção real, para os sistemas de tratamento agrupados por tecnologia	246
Quadro 5.9 – Eficiências de remoção real em sistemas de tratamento a nível internacional	253
Quadro 5.10 – Análise global dos sistemas de tratamento, visando a eficiência e os custos	255

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Latinas minúsculas

a	[m]	Distância do topo interior do colector até à superfície livre do efluente, medido no plano do fim do colector
c	[-]	Construção
d	[m]	Diâmetro (interior) do colector
exp	[-]	Exploração
f	[cm ³ /cm ⁻³]	Porosidade
h	[m]	Altura média de enchimento
i	[-]	Gradiente hidráulico
k	[-]	Permeabilidade do meio
n	[-]	Porosidade eficaz
n	[-]	Número de características físicas, de uso do solo e climáticas do modelo
q	[m.d ⁻¹]	Carga hidráulica
t	[-]	Tempo de funcionamento da estrada
t _d	[h]	Duração da chuvada de dimensionamento = Tempo de concentração da bacia hidrográfica
t _R	[min]	Duração da chuvada
x	[-]	Distância à estrada

Latinas maiúsculas

A	[km ²]	Área total de drenagem
A	[m ²]	Área de escoamento
A _{eff}	[m ²]	Área efectiva da bacia de drenagem
Al	[-]	Alumínio
A _p	[m ²]	Área da bacia de infiltração
B	[m]	Largura da base
BCF	[-]	Factor de correcção dos desvios à mediana e de compensação da resposta média
C	[-]	Retardamento
Ca	[mg.l ⁻¹]	Cálcio
CBO	[mgO ₂ .l ⁻¹]	Carência bioquímica de oxigénio
Cd	[µg.l ⁻¹]	Cádmio
CDS	[-]	Continuous deflective separators
C _e	[µg.l ⁻¹]	Concentração no efluente da estrada
C _f	[mg.l ⁻¹]	Concentração final (efluente)
C _i	[mg.l ⁻¹]	Concentração inicial (afluente)

C_m	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Concentração na linha de água, a montante da descarga
CME	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Concentração média por evento
CML	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Concentração média por local
Co	[-]	Cobalto
CO	[-]	Monóxido de carbono
CO ₂	[-]	Dióxido de carbono
Cond	$[\mu\text{S.cm}^{-1}]$	Condutividade
COT	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Carbono orgânico total
CP	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Carga poluente
CQO	$[\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}]$	Carência química de oxigénio
Cr	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Crómio
$C_T(0)$	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Concentração do poluente total imediatamente após a mistura completa
CTC	$[\text{cmol.kg}^{-1}]$	Capacidade de troca catiónica
Cu	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Cobre
$D_{\text{máx}}$	[m]	Altura máxima de escoamento
DP	$[\text{hab.km}^{-2}]$	Densidade populacional
Eh	[mV]	Potencial redox
Fe	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Ferro
H	[m]	Altura da água
HAP	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
HC	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Hidrocarbonetos
Hg	[-]	Mercúrio
H_r	[mm]	Volume total da chuvada
I	[%]	Área impermeabilizada
INT	[mm]	Intensidade da precipitação máxima de 24h, para um período de retorno de 2 anos
K	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Potássio
K_{sat}	$[\text{mm.h}^{-1}]$	Condutividade hidráulica do solo em condições saturadas
L	[m]	Comprimento da vala
L_p	[kg]	Carga poluente ou volume
LUC	[%]	Área comercial
LUI	[%]	% Área industrial
LUN	[%]	% Área não-urbana
LUR	[%]	% Área residencial
Mg	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Magnésio
N	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Azoto
Na	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Sódio
NH ₄ ⁺	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Amónia
Ni	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Níquel
NO _x	[-]	Óxidos de azoto

NO_3^-	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Nitratos
OD	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Oxigénio dissolvido
P	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Fósforo
P_m	$[\text{m}]$	Perímetro molhado
Pb	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Chumbo
Q	$[\text{l.s}^{-1} \text{ ou } \text{m}^3.\text{s}^{-1}]$	Caudal / Caudal de projecto
Q_p	$[\text{m}^3.\text{s}^{-1}]$	Caudal de ponta
Q_e	$[\text{m}^3.\text{s}^{-1}]$	Caudal do efluente da estrada
Q_m	$[\text{m}^3.\text{s}^{-1}]$	Caudal da linha de água, a montante da descarga
$Q_{\text{máx}}$	$[\text{m}^3.\text{s}^{-1}]$	Caudal máximo
R	$[\text{m}]$	Raio hidráulico
R_d	$[\text{mm}]$	Chuvada de dimensionamento
S	$[\text{m.m}^{-1}]$	Declive longitudinal da vala
SST	$[\text{mg.l}^{-1}]$	Sólidos suspensos totais
T_J	$[\text{°C}]$	Temperatura mínima média em Janeiro
V	$[-]$	Vanádio
V	$[\text{m.d}^{-1}]$	Velocidade do escoamento subterrâneo
V	$[\text{m.s}^{-1}]$	Velocidade
V_{eff}	$[\text{mm}]$	Volume efectivo da bacia de infiltração
VL	$[-]$	Valor limite
VLE	$[-]$	Valor limite de emissão
VMA	$[-]$	Valor máximo admissível
VMR	$[-]$	Valor máximo recomendado
W_f	$[\text{mg.s}^{-1}]$	Carga poluente efluente
W_i	$[\text{mg.s}^{-1}]$	Carga poluente afluente
X_1, \dots, X_n	$[-]$	Características físicas, de uso do solo e climáticas
Z	$[-]$	Inclinação dos taludes laterais
Zn	$[\mu\text{g.l}^{-1}]$	Zinco

Gregas minúsculas

ρ	$[\text{g.cm}^{-3}]$	Peso específico
η	$[\%]$	Rendimento (eficiência)

Gregas maiúsculas

ε	$[\text{m}^3.\text{m}^{-3}]$	Fracção de água no LCM
τ	$[\text{dias}]$	Tempo de retenção
$\beta_0', \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$	$[-]$	Coefficientes de regressão

Abreviaturas e Siglas

AEE	Águas de escorrência de estradas
AIA	Avaliação de impacte ambiental
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
APRH	Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
APESB	Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico
APHA	American Public Health Association
BI	Bacia de infiltração
BMP	Best management practices
BR	Bacia de retenção/decantação
BRISA	Auto-Estradas de Portugal, S.A.
CALTRANS	California department of transportation
CAM	Centro de assistência e manutenção
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CMB	Câmara Municipal de Borba
CDS	Continuous deflective separators
DEA	Divisão de estudos e avaliação
DIA	Declaração de impacte ambiental
DQA	Directiva-Quadro da Água
DWW	Road and Hydraulic Engineering Institute (Holanda)
EIA	Estudo de impacte ambiental
EN	Estrada nacional
EP	Estradas de Portugal, S.A.
EPA	Environmental Protection Agency
FCT	Fundação para a Ciência e a Tecnologia
FHWA	Federal Highway Administration
HAP	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
HP	Horizonte de projecto
INAG	Instituto da Água
InIR	Instituto de Infra-Estruturas Rodoviárias, IP
IP	Itinerário principal
LCM	Leito construído de macrófitas
LER	Lista europeia de resíduos
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
MCTT	Multi-chambered treatment train
MEG	Melhores estratégias de gestão
MHSPE	Ministry of Housing, Spatial Planning, and the Environment (Ministério da Habitação, Ordenamento do Território e Ambiente, Holanda)
MOPU	Ministério de Obras Públicas e Urbanismo (Espanha)

MTBE	Metyl tertiary butyl ether
FNU	Formazin Nephelometric Unit - Unidades Nefelométricas de Formazina (turvação)
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons
PE	Projecto de execução
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PH	Passagem hidráulica
POLMIT	Pollution of groundwater and soil by road and traffic sources: dispersal mechanisms, pathways and mitigation measures
RAN	Rede agrícola nacional
RECAPE	Relatório de conformidade ambiental do projecto de execução
REN	Rede ecológica nacional
RPE	Regulamento nacional do transporte de mercadorias perigosas por estrada
SCUT	Sem custo para os utilizadores
SETRA	Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes
SILOGR	Sistema de informação de licenciamento de operações de gestão de resíduos
SILUSBA	Simpósio de hidráulica e recursos hídricos dos países de língua oficial portuguesa
SNIRH	Sistema nacional de informação de recursos hídricos
ST	Sistema de tratamento
TMD	Tráfego médio diário
VQPRD	Vinho de qualidade produzido em região determinada

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento geral

A gestão dos recursos naturais, em particular, dos recursos hídricos, afigura-se particularmente relevante no contexto de desenvolvimento sustentável. A deterioração da qualidade do meio hídrico e a afectação de ecossistemas pela influência de estradas deve-se ao transporte da poluição acumulada no pavimento pelas águas pluviais, designando-se como águas de escorrência de estradas (AEE).

No pavimento e nas faixas adjacentes acumulam-se poluentes a partir da libertação dos próprios materiais da estrada (incluindo o asfalto e as guardas de segurança), da erosão de taludes envolventes, do tráfego rodoviário (incluindo desgaste de pneus e travões, perdas de óleos e combustíveis, deterioração da pintura, emissão de gases e sua posterior deposição e libertação de resíduos pelos utentes), e das operações de conservação das vias, incluindo a aplicação de pesticidas e adubos (SANSALONE E BUCHBERGER, 1997). Entre os poluentes mais comuns e preocupantes encontram-se os metais pesados (zinco, cobre, chumbo, cádmio, crómio), hidrocarbonetos, partículas (sólidos suspensos totais¹), óleos e gorduras. Os níveis de poluição eventualmente críticos são pontuais, pois ocorrem nas primeiras chuvadas após um período seco mais ou menos longo (fenómeno conhecido como o efeito do primeiro fluxo - *first flush*).

As AEE podem originar impactes ambientais significativos, geralmente do tipo cumulativo, no meio hídrico envolvente (subterrâneo e superficial), no solo e na vegetação. São uma fonte de poluição difusa linear (NOVOTNY, 2002), que durante várias décadas foi negligenciada, devido ao facto de transportar pequenas concentrações de poluentes, em grandes volumes de água, dissimulando relevantes impactes cumulativos. A caracterização das escorrências de estradas é apenas possível através da monitorização em diferentes locais e regiões, sendo estes resultados essenciais para o controlo desta fonte poluente, contribuindo para a obtenção de um bom estado ecológico nas massas de água, objectivo da Directiva-Quadro da Água (Lei da Água - Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março).

Onde não é possível evitar a descarga das AEE e tratando-se de zonas sensíveis (como meios hídricos que não garantam a diluição dos poluentes rodoviários, estuários, captações públicas ou privadas de água superficial e subterrânea, canais/valas/regadeiras de distribuição de água para rega, campos agrícolas e infraestruturas hidráulicas), devem estabelecer-se sistemas de tratamento, promovendo a diminuição da poluição para níveis aceitáveis antes da descarga, de modo a garantir a protecção sustentável do recurso Água (adaptado de LINSLEY e FRANZINI, 1979).

¹ A matéria orgânica também pode revelar-se importante, ao estimular o crescimento de bactérias em massas de água.

A concepção de sistemas de tratamento de AEE insere-se no procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) relativo à fase de projecto de execução e constitui uma especificação das medidas ambientais recomendadas durante a fase de estudo prévio, respondendo às especificações da Declaração de Impacte Ambiental (DIA). Para o efeito, é uma parte integrante do Relatório de Conformidade Ambiental do Projecto de Execução (RECAPE).

1.2 Enquadramento da dissertação. Estudos precedentes

Em Portugal, a partir da década de 90, os projectos rodoviários com determinadas características passaram a ter enquadramento na AIA, actualmente definida pelo Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de Outubro. Estes diplomas em conjunto com a Lei da Água (transposição para a ordem jurídica nacional da Directiva-Quadro da Água), vieram reforçar a avaliação de impactes ambientais e a protecção dos meios hídricos.

Considerando ainda que a extensão de estradas em Portugal é de 17 931² km, para uma superfície de país de 92 212 km², tal representa cerca de 195 m/km², sendo uma proporção elevada em relação à área de Portugal e superior ao rácio da Europa. Deste modo, verifica-se a extrema relevância da correcta gestão das águas de escorrência de estradas, incluindo a concepção, exploração e manutenção de sistemas de tratamento de modo eficiente/sustentável.

HVITVED-JACOBSEN e YOUSEF (1991), FHWA (1996a), BARBOSA (1999), LEITÃO *et al.* (2000a), TAYLOR e BARRETT (2004), LNEC (2004), ANTUNES e BARBOSA (2005), LEITÃO *et al.* (2005), BARBOSA e FERNANDES (2008), FCT (2011), desenvolveram os principais estudos no âmbito da caracterização dos poluentes gerados nas estradas, da monitorização de AEE a nível nacional e avaliação dos sistemas de tratamento para o controlo da poluição das águas de escorrência de estradas. Na sequência destes trabalhos, considerou-se de interesse complementar os estudos para sistemas de tratamento de AEE, face ao enquadramento anterior e, considerando que a síntese do estado actual dos conhecimentos permite concluir que não obstante os sistemas de tratamento já existentes, nomeadamente em Portugal, praticamente não se encontram trabalhos relacionados com o estudo sistemático desde a ocorrência de pluviosidade à manutenção do sistema de tratamento de AEE e sua optimização em função dos vários critérios adoptados.

² 13 515 km correspondem à rede sob gestão directa da Estradas de Portugal (EP), 1 766 km a rede subconcessionada da EP e 2 650 km correspondem a outras concessionárias do estado. Nos valores apresentados não está incluída a rede de estradas municipal, que se encontra sob gestão das autarquias, atendendo ainda ao facto de não se encontrar abrangida pelo processo de AIA.

1.3 Objectivos da dissertação

A presente dissertação tem como objectivo contribuir para o estudo da optimização dos sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, em função de vários critérios. Para o efeito, entendeu-se que a investigação deveria satisfazer os seguintes objectivos específicos:

- Síntese do estado actual dos conhecimentos sobre sistemas de tratamento de AEE.
- Fundamentação, descrição, critérios de dimensionamento e eficiência dos sistemas de tratamento disponíveis.
- Avaliação de sistemas de tratamento de AEE em função de vários critérios, aplicando às zonas Norte, Centro e Sul do país:
 - zona geográfica e respectivas condições hidrológicas;
 - volume/caudal a tratar;
 - eficiência de remoção de poluentes;
 - tráfego médio diário anual;
 - custos (de investimento e manutenção) associados a cada sistema.
- Análise comparativa dos resultados, incluindo monitorização existente,

visando o contributo para proposta de regionalização da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas (considerando todas as vertentes – ambiental/económica/social), numa percepção holística e, com a focalização na avaliação de impactes ambientais, na protecção dos meios hídricos/solo/ecossistemas e na correcta gestão das actividades inerentes ao projecto, construção, exploração, manutenção e monitorização dos sistemas de tratamento.

1.4 Metodologia do estudo

A metodologia adoptada para satisfazer os objectivos propostos baseou-se em pesquisa bibliográfica, recolha e análise de dados dos sistemas implantados a nível nacional (reflectindo as zonas Norte, Centro e Sul do país), avaliação dos sistemas de tratamento existentes em função dos critérios definidos, incluindo a análise de casos a nível internacional.

Neste sentido, pretendeu adoptar-se uma metodologia que não se restringe a nível nacional, baseando-se numa percepção holística, aplicável noutros locais a nível generalizado, com a ideia da exportabilidade, visando o contributo para proposta da solução mais eficiente/sustentável de sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas.

1.5 Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se estruturada em seis capítulos e dois anexos.

Segue-se ao presente capítulo (*Introdução*), o Capítulo 2 - *Revisão bibliográfica* - onde é apresentada a síntese da investigação respeitante ao estado actual dos conhecimentos sobre sistemas de tratamento de AEE. É feita a síntese dos impactes ambientais causados pelas estradas nos meios hídricos, nas fases de projecto - construção e exploração; apresentam-se os poluentes gerados nas estradas e os estudos existentes; descrevem-se as variáveis que condicionam a qualidade das AEE; apresenta-se a previsão da qualidade das AEE; faz-se uma síntese dos principais estudos de monitorização (a nível nacional e internacional) e os principais poluentes; apresenta-se a avaliação dos sistemas de tratamento para o controlo da poluição das AEE e descrevem-se as melhores estratégias de gestão, incluindo a classificação, eficiência e características.

O enquadramento legal e normativo aplicado às águas de escorrência de estradas, ao efluente tratado, aos resíduos resultantes do sistema de tratamento e, aos solos; a justificação, descrição e os critérios de dimensionamento dos sistemas de tratamento (melhores estratégias de gestão), apresentam-se no Capítulo 3 - *Sistemas de tratamento: enquadramento, justificação, descrição e dimensionamento*.

No Capítulo 4 - *Casos de estudo* - é feita a caracterização dos sistemas de tratamento implantados e representativos das zonas Norte, Centro e Sul do país, incluindo resultados de monitorização. Assim, apresentam-se os seguintes casos de estudo: IP4 - Vila Real, A24 - Vila Pouca de Aguiar, A1 - Torres Novas/Fátima, IC1 - Mira/Aveiro, A17 - Marinha Grande/Mira, A23 - Ligação Covilhã (Norte), IP6 - Peniche, A6 - Estremoz/Borba e A22 - Guia-Alcantarilha, respectivamente.

Segue-se o Capítulo 5 - *Resultados para a optimização de sistemas de tratamento. Análise comparativa*. Apresenta-se a localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo, a metodologia de avaliação, descrevendo os parâmetros objecto de análise e de cálculo: precipitação média anual, área drenante, caudal médio afluente, concentração de poluentes (afluente e efluente), eficiência de remoção teórica, carga poluente (afluente e efluente), eficiência de remoção real e avaliação da eficiência global de tratamento, tráfego médio diário anual, custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento. Apresentam-se os resultados dos parâmetros avaliados e é feita a análise comparativa. Segue-se a análise de casos a nível internacional e, no final, é apresentada a proposta da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, visando a exportabilidade e generalização.

Por último, o Capítulo 6 - *Conclusões. Sugestões para prosseguimento do estudo* - destina-se à apresentação das principais conclusões da presente dissertação, bem como de sugestões para prosseguimento da investigação nesta área.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Âmbito e organização

É objecto do presente capítulo a apresentação da síntese do estado actual, a nível nacional e internacional, dos conhecimentos sobre as águas de escorrência de estradas (AEE), os sistemas de tratamento existentes e os impactes das escorrências no solo e nos meios hídricos envolventes à estrada.

No subcapítulo 2.2 faz-se uma síntese dos impactes ambientais causados pelas estradas nos meios hídricos, nas fases de projecto - construção e exploração. Os poluentes gerados nas estradas e os estudos existentes apresentam-se no subcapítulo 2.3. No subcapítulo 2.4 descrevem-se as variáveis que condicionam a qualidade das AEE. A previsão da qualidade é apresentada no subcapítulo 2.5. No subcapítulo 2.6 faz-se uma síntese dos principais estudos de monitorização de AEE (a nível nacional e internacional) e os principais poluentes. A avaliação dos sistemas de tratamento para o controlo da poluição é feita no subcapítulo 2.7. As melhores estratégias de gestão, incluindo a classificação, eficiência e características, apresentam-se no subcapítulo 2.8.

2.2 Impactes ambientais causados pelas estradas nos meios hídricos

A avaliação de impactes ambientais causados por estradas inclui tanto a fase de construção como a fase de exploração da infraestrutura, contemplando as afectações na quantidade e na qualidade das águas subterrâneas e das águas superficiais.

O Quadro 2.1 apresenta uma síntese dos principais tipos de potenciais alterações originadas pela construção e/ou exploração de estradas, bem como as acções que geralmente estão na origem dessas alterações.

Quadro 2.1 - Síntese dos principais impactes causados pelas estradas nos meios hídricos (adaptado de MOPU, 1989)

Potenciais alterações nos meios hídricos	Acções que provocam impactes (Fase de projecto: construção; exploração)
Alteração do escoamento natural: <ul style="list-style-type: none"> • efeito de barreira física • risco de inundação • afectação de massas de água superficial (exemplos: rios, zonas húmidas) • diminuição da taxa de recarga de aquíferos • alterações nos processos de erosão e sedimentação 	<ul style="list-style-type: none"> • Movimentação de terras (c) • Construção e pavimentação da via (c&exp) • Desvio temporário ou permanente de caudais (c&exp)
Alteração da qualidade das águas	<ul style="list-style-type: none"> • Deposição de poluentes atmosféricos (c&exp) • Lavagem de poluentes do pavimento e infiltração das águas de escorrência (exp) • Utilização de aditivos químicos na conservação da via (exemplo: herbicidas) (exp) • Derrames acidentais de produtos tóxicos (exp)

c: construção; **exp:** exploração.

2.3 Poluentes gerados nas estradas

2.3.1 Considerações gerais

A magnitude e o tipo de acumulação dos poluentes nas superfícies pavimentadas depende do próprio pavimento, do volume de tráfego, das actividades de manutenção, de variáveis sazonais e do uso do solo da área adjacente. Muitos dos poluentes são característicos do tipo de material do pavimento, produtos da combustão, perdas do sistema de lubrificação, degradação dos pneus, perdas de produtos em transporte e produtos resultantes da corrosão e do desgaste de componentes dos veículos automóveis. Existem outros poluentes provenientes de fontes como a poluição atmosférica, a erosão do solo, indústrias, resíduos, animais e vegetação, que podem ser transportados de zonas distantes, pela chuva e vento contribuindo para a poluição das águas de escorrência (BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN, 2001).

As AEE podem provocar impactes nas águas superficiais e subterrâneas. Estes impactes podem traduzir-se tanto em ocorrências habituais – cargas poluentes acumuladas no pavimento devido à passagem do tráfego e comportamento dos utentes - como ocorrências pontuais ou extraordinárias, como são o caso de actividades de manutenção/reparação da via e taludes, ou derrames acidentais, geralmente na sequência de acidentes envolvendo o transporte de substâncias tóxicas ou perigosas.

O Quadro 2.2 apresenta uma revisão geral dos tipos de poluentes que se encontram no ambiente rodoviário e das suas principais origens. Analisando o quadro pode observar-se que as origens incluem não só os veículos mas também a rejeição de resíduos efectuada pelos próprios utentes, e também as áreas verdes adjacentes, nomeadamente os taludes que muitas vezes são tratados com fertilizantes e herbicidas. Esta última actividade não é muito frequente em Portugal, sendo as actividades de manutenção de taludes restringida a cortes na vegetação – o que também origina resíduos de matéria orgânica e partículas.

Quadro 2.2 - Síntese de poluentes presentes no ambiente rodoviário e respectivas origens
(adaptado de SANSALONE e BUCHBERGER, 1997)

Tipos de poluentes	Principais origens								
	Pneus	Travões	Combustível e/ou óleo do motor	Óleos de lubrificação	Materiais da viatura	Pavimento	Resíduos	Guardas de segurança	Solo, poeiras da carroçaria; vegetação, resíduos de animais, fertilizantes
Metais pesados									
Cd	✓	✓							
Pb	✓	✓	✓						
Cu	✓	✓			✓				
Cr	✓	✓			✓				
Fe	✓				✓				
Ni	✓								
Vanádio (V)			✓	✓					
Zn	✓	✓	✓		✓			✓	
Hidrocarbonetos			✓						
HAP¹			✓		✓	✓			
Nutrientes			✓						✓
Matéria orgânica						✓	✓		✓
Partículas	✓	✓				✓			✓
Microrganismos							✓		✓
Sais²									✓

¹ Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.

² Sais para evitar o congelamento, muito pouco utilizado em Portugal.

BURTON e PITT (2002), referem que a origem dos hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (HAP) nas AEE resulta de derrames de produtos petrolíferos.

Os metais pesados, HAP e nutrientes encontram-se na forma dissolvida ou associada às partículas de menores dimensões. Os poluentes solubilizados podem movimentar-se nos solos e ser conduzidos até às águas subterrâneas (YARON *et al.*, 1996). Os metais pesados oferecem um risco adicional, devido à sua elevada toxicidade e ao facto de se acumularem nas cadeias tróficas. Quando as águas de escorrência resultam de episódios de descarga mais turbulenta, as concentrações sob a forma particulada tendem a ser maiores e as concentrações dos poluentes sob a forma dissolvida tendem a ser menores.

2.3.2 Metais pesados

Nas estradas, os metais pesados são geralmente adsorvidos por partículas suspensas no ar como o pó e outros sólidos suspensos, e por materiais usados no processo de construção como o asfalto, o cascalho, entre outros. Os metais pesados mais frequentemente detectados, e em concentrações mais elevadas, são o cobre (Cu), o chumbo (Pb) e o zinco (Zn) (FWHA, 1996a).

Segundo o Decreto-Lei n.º 104/2000, de 3 de Junho (transposição para a ordem jurídica nacional da Directiva n.º 98/70/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de Outubro de 1998), a comercialização da gasolina com chumbo é proibida na União Europeia (UE) desde 1 de Janeiro de 2000. Apesar de se ter verificado um decréscimo considerável de chumbo nas AEE, a quantidade de chumbo emitida durante décadas continua presente nos solos envolventes. Se forem criadas condições ambientais que promovam a mobilidade do chumbo no solo corre-se o risco de contaminação das águas subterrâneas.

Outro aspecto que é importante considerar, de forma a não se gerarem cenários utópicos, é que a solução de substituição do Pb por éter metil-butil-terciário (MTBE – Metyl tertiary butyl ether) não será adequada a longo prazo na medida em que se tem verificado que o transporte destes compostos para o solo e para as águas subterrâneas tem consequências graves, uma vez que o MTBE além de ser solúvel na água é também um produto cancerígeno.

2.3.3 Hidrocarbonetos

A poluição das estradas por hidrocarbonetos é gerada pelo processo de combustão no motor (de combustíveis e de óleos) ou através de perdas de óleos dos sistemas de lubrificação. Os hidrocarbonetos são libertados pelo processo de combustão resultante da queima de gasolina.

Os óleos, combustíveis e lubrificantes, são geralmente lixiviados ou evaporados para o Ambiente, e os HAP estão constantemente a ser libertados pelo processo de combustão. O óleo existe numa fracção maior, sendo a nafta (HAP) o segundo grande grupo que integra os hidrocarbonetos. O Quadro 2.3 apresenta alguns dados, referentes ao ano de 1990, da quantidade da emissão de hidrocarbonetos produzida pelo tráfego rodoviário nos EUA (83 mil milhões de quilómetros¹).

Quadro 2.3 - Emissões de óleos e de HAP pelo tráfego rodoviário
(fonte: DWW, 1995)

Tipo de composto	Gases de combustão	Perda de óleos	Pneus	Total
	(ton/ano)			
Óleo	-	1 800	-	1 800
Naftaleno	164.6	0.79	-	165.39
Antraceno	2.1	-	-	2.1
Fenantreno	13.1	-	-	13.1
Fluoranteno	-	3.7	0.36	4.06
Benzo(a)antraceno	-	0.6	-	0.6
Criseno	1.5	0.33	-	1.83
Benzo(k)fluoranteno	0.1	-	-	0.1
Benzo(a)pireno	-	0.3	0.32	0.62
Benzo-(g,h,i)-perileno	-	0.6	0.4	1
Indeno-1,2,3-cd-pireno	-	0.6	0.12	0.72
Total de HAP	187	2.32	1	190.32

A evaporação desempenha um papel importante na emissão de poluentes por hidrocarbonetos. O vapor é libertado pelo sistema de combustão quando o veículo está em andamento e/ou em estacionamento com o motor ligado. Num estudo realizado no Reino Unido, em que se procedeu à monitorização da emissão de hidrocarbonetos, em situações de tráfego e em parques de estacionamento, concluiu-se que 45 % das emissões são libertadas através da evaporação (BARLOW, 1993, *in* JAMES, 1999). A emissão de poluentes através deste processo pode ocorrer também durante a operação de abastecimento de depósitos de gasolina dos veículos, ou através de fugas de combustível dos motores de carros usados (PETTERSSON 1983 e 1983b, *in* JAMES, 1999).

Em países com clima temperado como Portugal, a temperatura contribui para o aumento da volatilização.

¹ DWW (1995) considera o volume de tráfego anual traduzido na extensão do número de veículos.

2.3.4 Partículas sólidas

São frequentemente depositados nas estradas sólidos, como poeiras, areia, vidro, plástico, entre outros, e ainda partículas orgânicas de solo (húmus). É comum a adsorção de metais pesados e hidrocarbonetos a estas partículas. O conteúdo de matéria orgânica também depende da vegetação e de acções antrópicas como a fertilização de taludes da estrada ou de zonas agrícolas limítrofes.

O aspecto da dimensão das partículas é importante. Segundo HAMILTON e HARRISON (1991) *in* JAMES (1999), é a fracção de sólidos suspensos, mobilizados pelo vento ou pela pluviosidade, que constitui a mais importante fonte de poluição do ambiente rodoviário.

HVITVED-JACOBSEN e YOUSEF (1991) referem também que a informação existente indica que quantidades importantes de metais pesados e de outros poluentes se encontram associados às partículas sólidas, sendo a concentração maior nas partículas de menores dimensões. As partículas de dimensão inferior a 63 μm , apesar de constituírem apenas 6 % do total de sedimentos, podem conter até 50 % da carga poluente de metais pesados, hidrocarbonetos e nutrientes (JAMES, 1999). Todavia, são apresentados diferentes valores para as percentagens de poluentes associados aos SST, pelo que se poderá supor que variáveis locais influenciarão a distribuição de poluentes entre a fracção sólida e a dissolvida.

O Quadro 2.4 apresenta intervalos de percentagens de poluentes associados aos SST, em águas pluviais urbanas e de estradas. Em sintonia com este quadro, de acordo com HVITVED-JACOBSEN e YOUSEF (1991), as fracções dissolvida e coloidal para os vários poluentes podem variar de 20 a 70 % da concentração total de poluentes. Alguns poluentes manifestam uma maior afinidade para se associarem aos SST que outros.

Quadro 2.4 - Percentagens típicas de poluentes, em águas pluviais urbanas e de estradas (adaptado de HVITVED-JACOBSEN *et al.*, 1994)

Poluente	% associada aos SST em águas pluviais urbanas e de estradas
Fósforo	60 – 80
Zn	30 – 40
Cu	30 – 40
Pb	70 - 80

Num estudo efectuado em Portugal, relativamente às águas de escorrência do IP4, considerando os valores medianos das fracções total e dissolvida de Cu, Zn e Pb, concluiu-se que as percentagens associadas aos SST são de 0 %, 26 % e 83 % para os três metais pesados, respectivamente (BARBOSA, 1999). A distribuição das partículas pelas diferentes fracções é um conhecimento básico para estimar processos de dispersão no Ambiente e para conceber sistemas de tratamento das AEE.

2.3.5 Nutrientes e matéria orgânica

As águas de escorrência das estradas podem conter pequenas quantidades de amônia, nitratos, nitritos, azoto orgânico e fosfatos. Os nutrientes produzidos pela emissão de hidrocarbonetos são essencialmente compostos de fósforo e azoto. O azoto total contém: 20 % de amônia, 40 % de nitratos e nitritos e 40 % de azoto orgânico. O fósforo total contém 5 a 10 % de fosfatos (DAGVATTENHANTERING, 1983, *in* JAMES, 1999).

As poeiras, solo e húmus, presentes no ambiente rodoviário, podem conter, além de outros microrganismos, bactérias e vírus - eventualmente patogênicos. O tipo de vegetação e ocupação do solo da envolvente condiciona a introdução de folhas e outros detritos vegetais nas AEE.

No Quadro 2.5 são apresentadas as concentrações típicas de alguns poluentes em águas de drenagem urbanas e de estradas. Comparada com as águas pluviais de vias rodoviárias, as águas de drenagem urbanas possuem, geralmente, valores mais elevados em nutrientes e coliformes. Por este motivo, a determinação dos parâmetros CQO e CBO, coliformes e nutrientes (P e N) é mais importante nas águas de drenagem urbana do que nas águas pluviais de vias rodoviárias.

Quadro 2.5 - Concentrações típicas para alguns poluentes presentes em águas de drenagem urbanas e de estradas
(adaptado de HVITVED-JACOBSEN *et al.*, 1994)

Poluente	Águas de escorrência de áreas urbanas	Águas de escorrência de estradas
SST (mg/l)	30 – 100	30 – 60
CQO (mg/l)	40 – 60	25 – 60
CBO (mg/l)	5	-
N-Total (mg/l)	2	1 – 2
P-Total (mg/l)	0.5	0.2 – 0.5
Pb (µg/l)	50 – 150	50 – 125
Zn (µg/l)	300 – 500	125 – 400
Cu (µg/l)	5 – 40	-
Cd (µg/l)	0.5 – 3	5 - 25
E. coli (100 ml ⁻¹)	10 ³ - 10 ⁴	-

O Quadro 2.6 apresenta as concentrações de CQO e CBO das AEE, áreas residenciais, comerciais e industriais.

Quadro 2.6 - Concentrações de CQO e CBO em águas de escorrência de diferentes áreas urbanas (fonte: HALL e ELLIS, 1985, *in* JAMES, 1999)

Concentração (mg O ₂ /l)	Estradas	Áreas residenciais	Áreas comerciais	Áreas industriais
CBO	12 - 32	7 - 56	5 - 17	8 - 12
CQO	128 - 171	37 - 120	74 - 160	40 - 70

2.4 Variáveis que condicionam a qualidade das águas de escorrência de estradas

2.4.1 Considerações gerais

As variáveis que condicionam a qualidade das águas de escorrência de estradas são essencialmente de dois tipos: as directamente relacionadas com a estrutura rodoviária e a sua utilização e as que se reportam ao ambiente envolvente, incluindo características climáticas e a ocupação do solo.

Notar ainda que os óleos e gorduras e, em particular, os hidrocarbonetos sofrem vários processos de transformação no Ambiente, tais como a volatilização, a fotólise e a biodegradação, que reduzem os valores medidos face aos emitidos (LNEC, 2008).

2.4.2 Tipo de estrada

Os diferentes tipos de estradas consideradas incluem as auto-estradas, os itinerários principais, as estradas nacionais, entre outros. Cada uma delas tem diferentes características de projecto e tipos de utilização. Nas auto-estradas, o limite de velocidade é de 120 km/h, nos itinerários é de 80 a 100 km/h e nas estradas nacionais cerca de 50 a 60 km/h. As estradas urbanas têm uma velocidade máxima de 50 km/h. Os limites de velocidade servem de indicador, mas é quando a velocidade aumenta e o motor necessita de mais energia, nas acelerações e ultrapassagens, que se produzem maiores emissões de poluentes. Por exemplo, as estradas urbanas são as mais poluídas, pois os semáforos, os engarrafamentos, entre outros, obrigam a um maior número de acelerações e de travagens.

A qualidade do pavimento constitui um factor a considerar, devido à diferença física entre camadas superficiais. Actualmente existem dois tipos de asfalto para a construção de estradas, o liso e o poroso, podendo também ser usado pavimento em betão. O asfalto liso, é uma superfície plana e dura e o asfalto poroso é mais áspero com granulometrias mais grosseiras nas camadas superiores. Segundo JAMES (1999), o asfalto poroso tem melhores propriedades que o asfalto liso relativamente à retenção de poluentes. 20 mm de camada superior grossa e porosa retêm mais água dentro dos poros e previnem *sprays* evitando dessa maneira o alastrar da poluição. Isto significa que a turbulência provocada pela passagem do veículo não é responsável pelo transporte dos metais

pesados e hidrocarbonetos dissolvidos para o Ambiente. O asfalto poroso retém poluentes, reduzindo o seu transporte para o Ambiente.

A idade e a qualidade do asfalto são factores importantes associados ao uso e aos materiais de construção da estrada. Nos anos 60, a qualidade do asfalto era cinquenta vezes pior do que a qualidade que se verifica actualmente; nos anos 80, a qualidade do asfalto era apenas cinco vezes inferior, comparativamente com 1999 (JAMES, 1999). A partir dos anos 80, a concepção estrutural do asfalto foi muito melhorada, no sentido de aumentar a durabilidade da superfície, prevenindo a abertura de fendas, local onde as partículas poluentes se podem depositar.

2.4.3 Tráfego rodoviário

2.4.3.1 Considerações gerais

A emissão de poluentes pelo tráfego rodoviário depende do tipo e da idade dos carros, da sua velocidade e número. Uma das maiores questões que se coloca é a distância a que um poluente pode ser transportado, a partir da estrada. Alguns autores afirmam que a quantidade de poluentes dificilmente se deposita além dos 30 metros da estrada (LAXEN e HARRISON, 1976, *in* JAMES 1999 e DWW, 1995). Habitualmente, as quantidades de poluentes seguem um padrão logarítmico decrescente, à medida que a distância à estrada aumenta.

Segundo HAFEN e BRINKMANN (1996) *in* JAMES (1999), a maior parte da concentração de poluentes, encontra-se numa faixa que vai dos 15 a 20 m da estrada. Relativamente à concentração de HAP, uma vez que permanecem na fase gasosa, a sua dispersão é muito maior que a verificada no caso dos metais pesados. Segundo HEWITT e RASHED (1990), *in* JAMES (1999), a dispersão aérea é responsável pela deposição junto da estrada, de 1 a 5 % dos HAP de baixo peso molecular e cerca de 30 % dos compostos de HAP de alto peso molecular.

2.4.3.2 Tipo e idade dos carros

Os carros novos poluem menos que os antigos (JAMES, 1999), uma vez que a sua concepção passou a ter em conta preocupações ambientais. Exemplo disso, foi a redução das taxas de emissão de poluentes dos novos motores de sistemas electrónicos relativamente aos motores mais antigos (CLOKE *et al.*, 1997, *in* JAMES, 1999). Segundo estes autores, a emissão de substâncias poluentes depende do tipo de transmissão, do tipo de catalisador, da aerodinâmica, do peso e do estado de manutenção do carro. Segundo estudos realizados por ABBOTT *et al.* (1995) *in* JAMES (1999), os motores a diesel e os motores a gasolina poluem diferentemente. O Quadro 2.7 apresenta a comparação das taxas de emissão de poluentes de carros a diesel e a gasolina (sabendo-se que a utilização de Pb na gasolina encontra-se proibida na UE desde 1 de Janeiro de 2000).

WATSON (1994), *in* JAMES (1999) afirmou que o peso do veículo desempenha um papel importante na deterioração do pavimento, uma vez que, a erosão da superfície da estrada e o desgaste do pneu depende do peso do carro: um camião (4 000 kg por roda), causa cerca de 65 000 vezes mais dano que um carro (250 kg por roda). A taxa de erosão também depende dos materiais de construção do pavimento, da sua idade e do estado de conservação.

Quadro 2.7 – Comparação de taxas de emissão de poluentes para veículos a gasolina e a diesel (fonte: ABBOTT *et al.*, 1995, *in* JAMES, 1999)

Poluente	Taxa de emissão (g/km)	
	Veículos a gasolina	Veículos a diesel
NO _x	2	0.8
Hidrocarbonetos	4	0.3
CO	40	1
CH ₄	0.1	0.03
SO ₂	0.1	0.2
Pb	-	-
Partículas	0.02	0.5

2.4.3.3 Velocidade

A velocidade do veículo, os hábitos de condução e as características do tráfego têm uma influência directa nas emissões produzidas pela abrasão dos pneus do carro (Quadro 2.8), desgaste das pastilhas dos travões e perdas de óleos do sistema de lubrificação.

As emissões de escape produzidas por tráfego moderado são inferiores às do tráfego em filas de trânsito (JAMES, 1999). As taxas de emissão de óxidos de azoto (NO_x) aumentam para velocidades elevadas, devido ao pico de temperatura no interior do motor. Por outro lado, quando o motor se encontra frio, as emissões de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos e NO_x são superiores (JAMES, 1999).

JOURMARD *et al.* (1995) *in* JAMES (1999), relataram que existe uma velocidade óptima na qual o motor trabalha com maior eficiência e, simultaneamente, gera menos poluição. Esta velocidade situa-se entre os 50-60 km/h para motores com catalisador.

Quadro 2.8 – Liberação de metais pesados devido ao desgaste dos pneus, em diferentes tipos de estrada
(fonte: HIRD, 2000)

Tipo de estrada	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Desgaste total
	g/km/ano					kg/km/ano
Caminho residencial	24	4	5	4	14	55
Rua residencial	84	14	199	13	47	68
Estrada de distribuição de tráfego	157	26	36	25	88	100
Estrada principal de distribuição de tráfego	241	40	55	38	135	153
Estrada principal	506	84	115	80	284	242
Estrada com duas vias	1108	185	225	176	621	347
Auto-estrada	1145	241	329	230	810	657

2.4.3.4 Intensidade de tráfego rodoviário

SCANLON (1991) *in* JAMES (1999), constatou que a acumulação de metais pesados na superfície do solo e na vegetação é largamente influenciada pelo volume de tráfego. De acordo com SHEERRINGTON (1998) *in* JAMES (1999), dificilmente uma estrada com menos de 15 000 veículos por dia pode causar danos, 15 000 a 30 000 veículos diários, causam alguma preocupação e as estradas que transportam mais de 30 000 podem causar impactes ambientais sérios. Contudo, em áreas vulneráveis, 15 000 veículos por dia, pode já constituir fonte assinalável de poluição.

Diversos processos de dispersão de poluentes na atmosfera e solos envolventes à estrada invalidam tentativas de correlação directa do TMD com características de qualidade das águas de escorrência do pavimento rodoviário.

POLKOWSKA *et al.* (2007), no âmbito de um estudo desenvolvido acerca da avaliação do incremento de poluentes das águas de escorrência no meio receptor, numa via rodoviária na Polónia, concluíram que as águas pluviais são um importante meio de transporte de vários poluentes, dedicando-se à medição dos aniões e catiões na água pluvial, águas de escorrência e águas superficiais. A análise da correlação entre os iões confirmaram a influência do tráfego médio diário e das variações sazonais.

2.5 Previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas

É indispensável para a avaliação de impactes no meio hídrico, integrada em EIA, a análise dos impactes causados pelas águas de escorrência de uma futura estrada. Para tal, é necessário estimar quais as características poluentes das escorrências, conhecendo a incerteza associada à previsão. Esta deve consistir em estimativas de concentrações e de cargas poluentes.

A avaliação de impactes das escorrências de estradas deve debruçar-se sobre efeitos do tipo cumulativo, não estando em causa impactes agudos, os quais derivam geralmente de descargas com elevado teor em CBO_5 e/ou nutrientes, provenientes de fontes pontuais. É possível as escorrências de estradas provocarem impactes agudos, embora geralmente de carácter indirecto (BARBOSA, 2003).

É muito mais fácil prever o volume de águas de escorrência que a qualidade dessas águas. A previsão da qualidade é muito importante, não só no âmbito de Estudos de Impacte Ambiental, como em situações de gestão de recursos hídricos, quando se necessita de estimar a contribuição da poluição difusa de vias rodoviárias. Nos EUA, bases de dados com concentrações médias por evento, são utilizadas por gestores ambientais para estimar cargas poluentes, avaliar a eficácia de medidas de gestão e impactes na qualidade dos recursos hídricos (SMULLEN *et al.*, 1999).

As concentrações podem dissimular a informação relativa a cargas poluentes. Por exemplo, uma estrada no Minho sujeita a determinado regime pluviométrico, com concentrações de poluentes nas suas escorrências sempre abaixo do limite de detecção. Esta mesma estrada se se localizar, por exemplo, no Alentejo, apresentará concentrações superiores de poluentes. No entanto, a carga poluente originada a partir da estrada, transportada para o meio hídrico pelas águas das chuvas, será semelhante nos dois casos (BARBOSA, 2003).

As estimativas ou previsões da qualidade das AEE em Portugal são feitas, essencialmente, com base em metodologias em que se multiplica o TMD por factores de emissão de poluentes, diluindo depois os valores obtidos em volumes calculados com base em precipitações escolhidas arbitrariamente. O período de acumulação de poluentes é geralmente longo, utilizando-se muitas vezes os meses correspondentes ao período de Verão.

A metodologia apresenta logo uma falha inicial que é a utilização de factores de emissão não homogéneos (obtidos em diferentes estudos, em datas e locais distintos). Entre outros aspectos a questionar encontram-se a utilização do TMD como variável determinante, bem como um período seco longo (chegando a ser de 3 meses). Procura-se em seguida discutir estes aspectos com base no conhecimento científico actual.

É difícil distinguir a influência das variáveis que determinam a concentração de poluentes nas AEE, citando-se entre estas, o regime de precipitação, o tipo de secção da estrada, a proximidade a Portugal, o TMD, a velocidade média, o tipo de pavimento, as operações de manutenção, o uso do solo, o período seco antecedente, a deposição seca, os hábitos culturais, entre outros.

Um trabalho alargado conduzido nos EUA, incluindo 993 eventos de precipitação provenientes de 31 estradas diferentes, conduziu, entre outras, às seguintes conclusões (FHWA, 1987):

- A precipitação ou o volume de escorrência não podem ser utilizados para prever a concentração de poluentes;
- Para um dado local, não parece existirem relações definidas entre o volume do tráfego e o nível de poluentes (com excepção do caso do zinco);
- As estradas urbanas exibem níveis poluentes mais elevados que as rurais, não sendo claro se tais diferenças resultam predominantemente do TMD ou das condições da área envolvente.

Estudos no passado identificaram o TMD como uma variável com relação directa com a qualidade das águas de escorrência de estradas. Estudos posteriores demonstraram não ser clara esta correlação (FHWA, 1996a). Desta forma, há que questionar qualquer método ou modelo que se baseie unicamente neste pressuposto.

FHWA (1996a) (citando RACIN *et al.*, 1982, e KERRI *et al.*, 1985), sugere que a influência do TMD de local para local é reduzida e que os veículos durante a chuvada podem ser um factor de previsão para as concentrações de poluentes com maior peso. Um aspecto que contribui para explicar este facto é que o papel da passagem de tráfego na acumulação de poluentes é duplo – ao mesmo tempo que os veículos produzem/libertam poluentes, a turbulência provocada pela sua passagem potencia a remoção de sólidos e outros poluentes do pavimento e bermas das estradas. O papel do volume de tráfego pode aparecer "mascarado" nos resultados da monitorização.

Alguns estudos verificaram correlações significativas entre o TMD e as concentrações de poluentes para eventos de curta duração, onde mecanismos de remoção tais como a turbulência têm pouco relevo (FHWA, 1996a).

A metodologia nacional de cálculo de concentrações poluentes transportadas por uma primeira chuvada após um período seco longo não é correcta, uma vez que estudos internacionais (FHWA, 1987) e os resultados nacionais já existentes evidenciam o oposto: uma ausência de correlação entre o período seco antecedente e as concentrações de poluentes nas escorrências de estradas.

Vários processos podem contribuir para a ausência da correlação referida. Por exemplo, um maior período seco proporciona em paralelo uma maior geração de poluentes e mais tempo para a degradação e transporte/dispersão destes para fora da faixa rodoviária. Existem variáveis como o vento, a temperatura, a radiação solar e a turbulência causada pela passagem dos veículos que agem, mesmo em período seco. Outro aspecto interessante a considerar é que no Verão português é frequente a elevada temperatura conduzir a alguma liquefacção do pavimento, sendo de considerar a hipótese deste fenómeno promover a aglutinação dos poluentes particulados ao pavimento.

Existem modelos e métodos de previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas desenvolvidos noutros locais. De acordo com consultas bibliográficas, o país de onde são originários mais modelos deste tipo são os EUA (FHWA, 1996a). Este país é dos que apresenta uma maior história na monitorização e estudo dos impactes das escorrências de estradas no meio hídrico. Na ausência de modelos de previsão aplicáveis à escala de um país, estes modelos revelam-se da maior importância para Portugal. É ainda relevante o facto de alguns estados dos EUA apresentarem situações climatológicas mais próximas das portuguesas que as de alguns países do norte da Europa.

A metodologia adoptada nos últimos anos para o cálculo das cargas e concentrações corresponde ao modelo de DRIVER e TASKER (1990), adoptado para o território nacional, sendo os poluentes simulados: SST e metais pesados – Zn, Cu e Pb (relativamente ao Pb, tendo em consideração o período temporal em que já não faz parte da composição da gasolina, a sua avaliação deixa de se justificar). O modelo utiliza concentrações ou cargas de constituintes como variáveis dependentes do volume de escoamento, da intensidade de precipitação, da intensidade de tráfego, da duração do período seco e do uso do solo adjacente. Tal como a metodologia de DRISCOLL *et al.* (1990), estas metodologias, apresentadas em FHWA (1996a), são apresentadas no Anexo I (Metodologias de previsão das características das águas de escorrência de estradas).

Na previsão das concentrações de HC e respectivos acréscimos nas linhas de água gerados pelo traçado, recorre-se a um modelo matemático. Este modelo requer como dados de base, entre, outros, o tráfego médio diário (TMD), as características geométricas da rodovia, o regime de precipitação local e hidrológico das linhas de água receptoras. Esta metodologia baseia-se no pressuposto em que se multiplica o TMD por factores de emissão de poluentes, diluindo depois os valores obtidos em volumes calculados com base em precipitações escolhidas arbitrariamente.

Em 2002 e 2006 o LNEC efectuou um estudo para a Estradas de Portugal, S.A., do qual resultou um método para concentrações de poluentes nas escorrências de estradas em Portugal. As premissas para a construção do modelo foram as seguintes:

- Ser baseado em informações de fácil acesso para projectistas e/ou equipa responsável pelo Estudo de Impacte Ambiental (EIA);

- Ser baseado em cálculos simples de executar e sem necessidade de decisões intermédias complexas;
- Clareza e transparência dos critérios utilizados nos cálculos, permitindo a sua revisão e análise por qualquer pessoa;
- Ser expedito e proporcionar resultados fiáveis e integrados na realidade nacional, para pelo menos dois poluentes típicos das águas de escorrência de estradas.

A partir destes requisitos, o LNEC desenvolveu o PREQUALE (previsão da qualidade das águas de escorrência) baseado num conjunto de resultados de monitorizações efectuadas em 6 estradas nacionais (BARBOSA, 2007 e BARBOSA *et al.*, 2009), enquadrado no projecto G-Terra, “Directrizes para a gestão integrada das escorrências de estradas em Portugal”, financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT). O modelo PREQUALE baseia-se, tal como o modelo de Driver e Tasker, numa equação multiparamétrica, em que as variáveis são: a área de drenagem, a percentagem de impermeabilização desta, o volume médio anual da chuvada com duração igual ao período de concentração da bacia e a precipitação média anual (FCT, 2011). Este modelo foi estabelecido para ser utilizado no território nacional, permitindo a monitorização de forma automática e contínua (ao longo do evento de precipitação). Esta metodologia de previsão das características das águas de escorrência de estradas é apresentada no Anexo I.

PRODANOFF (2005) investigou acerca das metodologias para avaliação da poluição difusa gerada por chuvadas (enxurradas) em meio urbano, no Rio de Janeiro (Brasil). As metodologias estudadas foram organizadas numa sequência de grau de dificuldade, não apenas quanto à complexidade dos cálculos envolvidos, mas também pela necessidade de dados mais completos e detalhados. Foram escolhidos três locais bem distintos como exemplos de cálculo: a mais antiga bacia urbanizada da cidade do Rio de Janeiro, a principal rodovia interestadual e um reservatório de detenção numa das áreas mais pobres do município de Duque de Caxias. Estes estudos demonstraram a aplicabilidade das metodologias, lembrando sempre que os valores numéricos obtidos devem ser considerados apenas como estimativas preliminares, cuja validação deverá ser feita através de verificações experimentais no próprio local.

2.6 Principais estudos de monitorização de águas de escorrência de estradas e poluentes

2.6.1 Monitorização das águas de escorrência de estradas

Um programa de monitorização é estabelecido com base em determinados propósitos de tempo e meios, quer humanos quer materiais, podendo haver diferentes objectivos. Para caracterizar uma secção de estrada considera-se importante que sejam monitorizados cerca de seis eventos pluviométricos caracterizados por um mínimo de cinco amostras cada. Nas amostras deverão ser analisados alguns parâmetros-chave, nomeadamente pH, dureza, condutividade, SST, Zn, Cu, Pb e

hidrocarbonetos. Dependendo das condições do local e dos objectivos da monitorização, outros parâmetros podem também ser importantes para analisar.

A monitorização de AEE requer dados de precipitação, de caudal e de qualidade da água. É importante que os diferentes aparelhos possam ser correctamente instalados no campo e sejam observados e calibrados durante o período de monitorização. Em situações ideais, tem-se acesso *on line* ao *data logger*, podendo saber-se, com precisão e em tempo real, se os aparelhos estão a recolher dados em condições normais e se é necessário ir fazer a recolha de amostras. Casualmente, podem reavaliar-se rotinas de amostragem previamente planeadas com base nos resultados que entretanto se forem recebendo. O medidor de precipitação deve ser instalado num local onde não sofra a influência de impedimentos, quer por parte da vegetação, quer proveniente de construções.

A medição do caudal necessita geralmente de dois dispositivos: um medidor de caudal e uma estrutura hidráulica que induza uma mudança na altura de água quando o caudal passa nela ou próximo. O objectivo deste último requisito é criar condições para efectuar o cálculo do caudal a partir de leituras de nível de água, o que é possível quando são conhecidos a forma e as dimensões da estrutura hidráulica (GRANT e DAWSON, 1995). Um dos medidores de caudal utilizados para efluentes pluviais é o tipo “borbulhador” (*bubbler*). Este aparelho mede a pressão hidrostática da camada de líquido existente sobre ele, a qual é proporcional à altura da água. O vento, a turbulência, os resíduos flutuantes (por exemplo, folhas de vegetação), as variações na temperatura da água, a luminosidade não afectam a precisão do borbulhador. Por outro lado, é muitas vezes requerida a manutenção para a limpeza dos sólidos suspensos (GRANT e DAWSON, 1995).

Os amostradores de água devem ser automáticos e portáteis, permitindo diversas amostras por evento (por exemplo, os aparelhos da ISCO[®] permitem até 24 amostras de 1000 ml). Geralmente existem várias rotinas de programação possíveis permitindo a escolha do volume das amostras, a distribuição das amostras ao longo do tempo, a recolha de amostras múltiplas e compostas. O que inicia a amostragem é uma condição estabelecida com base nas variáveis precipitação e/ou caudal. Para avaliar correctamente a carga poluente por evento é aconselhável que ele seja amostrado na sua totalidade, tendo em conta o efeito do primeiro fluxo; todavia, sabe-se que a maior parte da carga poluente se concentra nos primeiros 50-60 % do volume total. Outros aspectos a considerar na monitorização são a selecção dos locais de recolha, a frequência da amostragem, a conservação das amostras, os parâmetros a analisar, os limites de detecção.

Um dado troço de estrada é caracterizado por concentrações médias e cargas poluentes médias, associadas a um coeficiente de variação. Este último traduz as variações das concentrações e volumes ao longo de cada evento e entre diferentes eventos. Verificam-se igualmente variações das concentrações médias de poluentes ao longo do traçado de uma mesma estrada, fruto de alterações nas condições de tráfego, envolvimento, tipo de secção da estrada, entre outras (BARBOSA, 2003).

Assim, os dados de concentrações de poluentes em amostras discretas, a par com dados de caudal permitem calcular as concentrações médias por evento (CME). A partir de um conjunto de CME para um dado local, estima-se a concentração média por local (CML), que resulta da média aritmética das CME, parâmetro global que melhor caracteriza uma estrada. Quando existe representatividade numérica para tal, a CML corresponde à mediana das CME. Com este parâmetro - que tem unidades de concentração - e dados da precipitação local, calcula-se a carga poluente (BARBOSA, 2003).

2.6.2 Poluentes

À semelhança de alguns estudos internacionais, a ordem de concentração dos principais metais pesados é a seguinte: Zn<Cu<Pb. Contudo, em Portugal, a concentração do zinco é vincadamente superior à dos restantes metais pesados.

O zinco das AEE tem origem nos travões, pneus, chassis e outros componentes estruturais das viaturas. Em Portugal, a concentração mais significativa de zinco parece estar associada às guardas de segurança metálicas das estradas (vulgo *rails*). Todos os estudos onde a concentração de zinco é mais elevada, face à generalidade dos estudos internacionais, os troços das rodovias monitorizadas têm implantadas guardas de segurança deste tipo.

Da análise dos estudos realizados parece evidente que a concentração de zinco tende a decrescer, a partir da data de início de exploração da estrada, até se aproximar dos valores comuns para este elemento nas AEE. Nos últimos estudos de monitorização realizados, tanto na A1 – junto ao nó de Fátima como IP4 – próximo de Vila Real (Quadro 2.9), a concentração de zinco é nitidamente inferior face aos primeiros estudos (Quadro 2.10). Dever-se-á assim verificar uma maior libertação deste elemento nos primeiros anos de utilização das guardas de segurança.

Em Portugal, à semelhança de outros estudos realizados a nível internacional, a concentração de chumbo tem reduzido significativamente. Esta constatação está relacionada com o abandono da gasolina com chumbo. Actualmente este elemento já apresenta uma concentração que se pode considerar residual, inclusive em muitas amostras de AEE, a sua concentração já está abaixo dos limites de detecção.

Os metais pesados níquel, cádmio e crómio parecem não ter qualquer expressão nas AEE estudadas em Portugal.

A análise dos parâmetros associados à matéria orgânica não tem sido comum nos estudos efectuados sobre esta temática em Portugal, verificando-se uma lacuna de informação relativamente aos compostos orgânicos, que é em parte atribuível aos mais específicos procedimentos de amostragem e conservação das amostras que estes parâmetros exigem.

Ao nível dos parâmetros indicadores de matéria orgânica mais comuns, CQO e CBO₅, apenas se possuem como base de comparação nacional as monitorizações realizadas no IP4 – próximo de Vila Real (2003) e no IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré. Estes parâmetros apresentam-se um pouco mais elevados nas amostras do IP5, embora na mesma ordem de grandeza (Quadro 2.10). Se atendermos ao Decreto-Lei n.º 236/98, neste estudo a percentagem de amostras que ultrapassa o VLE é de 15 %. Com a excepção evidente dos SST (25 %), esta percentagem é superior aos outros parâmetros. Na maioria dos outros parâmetros (por exemplo, os metais pesados patentes na referida legislação e aqui analisados) nenhuma amostra ultrapassa o seu VLE.

Em diversos estudos de monitorização de AEE realizados internacionalmente, os hidrocarbonetos, principalmente os HAP, têm sido referenciados com relevância (LOPES e DIONNE, 1998). Estes compostos orgânicos são tóxicos, cancerígenos, mutagénicos e teratogénicos. A maioria dos HAP é refractária, persistindo no Ambiente. Em Portugal, curiosamente nos estudos onde os HAP foram considerados (A1 - junto ao nó de Fátima, 2002, A2 – intersecção com o rio Sado, IP2 – Túnel da Gardunha), as suas concentrações são relativamente reduzidas comparativamente a estudos realizados internacionalmente.

Uma particularidade ainda não referenciada na literatura internacional é a constatação (a partir da avaliação da razão CQO/CBO₅ no estudo realizado no IP5) de que a concentração do CBO₅ decai mais rapidamente que a do CQO, o que parece concluir que a matéria orgânica biodegradável é mais rapidamente “lavada” nas plataformas rodoviárias.

Na monitorização das AEE do IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré foi detectada uma elevada salinidade conjuntamente com outros parâmetros associados, como os cloretos e a dureza. O troço do IP5 monitorizado (entre o Nó de Pirâmides e o Nó da Gafanha da Nazaré), está próximo do Oceano Atlântico (aproximadamente a 5 km). Como se pode ver na Figura 2.1, o troço atravessa uma zona húmida (Ria de Aveiro, com salinidade próxima da do mar), a uma cota muito reduzida.



Figura 2.1 - Mapa de Portugal, fotos satélite e fotos aéreas da área de estudo das AEE do IP5, com indicação (ponto amarelo) do local de amostragem (fonte: Instituto Geográfico Português, 2002, e IT-GEO, 2002, respectivamente)

Os estudos que reportam salinidades elevadas em AEE resultam de monitorizações realizadas no Norte da Europa e nos EUA, em troços sujeitos à aplicação de sais de degelo (cloreto de sódio e acetato de cálcio magnésio) em período de Inverno (STOTZ e KRAUTH, 1994). Ocorrem assim variações sazonais na concentração média de cloretos. STOTZ e KRAUTH (1994) indicam concentrações de cloretos de 36 mg/l e 3 921 mg/l, no Verão e no Inverno, respectivamente. Esta elevada salinidade origina impactes ambientais directos e indirectos. Quimicamente, afecta os aspectos associados aos metais pesados, originando uma concentração mais elevada (pela sua presença nos sais de degelo), para além de uma solubilização e mobilização superiores (BÄCKSTRÖM *et al.*, 2004).

A salinidade elevada detectada nas AEE do IP5 é de âmbito diferente. Em estradas costeiras como esta e sob as condições climatológicas nacionais, os sais mantêm-se no pavimento, cristalizando durante os períodos secos (3 a 4 meses), o que poderá gerar mudanças na qualidade das AEE e ter, inclusivé, efeitos na estrutura do pavimento, a nível superficial. Os resultados analíticos demonstraram que a salinidade elevada não está relacionada com a precipitação. A salinidade deverá estar associada com o transporte de massas de ar do oceano e com a brisa marinha. De acordo com WARNECK (1999), estes aerossóis marinhos podem ser transportados a distâncias significativas (o local de estudo está localizado na direcção dos ventos dominantes). Os sais marinhos são depositados e acumulados no pavimento do IP5 entre eventos de precipitação. No decorrer destes eventos, o pavimento é lavado pelas águas pluviais, passando as AEE a incorporar estes sais. Os resultados analíticos do IP5 demonstraram que esta ocorrência acontece essencialmente no início do evento.

Por si só, a salinidade elevada não parece ter impactes no meio hídrico receptor, porém este parâmetro pode originar uma maior solubilização e mobilização dos metais pesados (o que não foi confirmado pelo estudo realizado). Por outro lado, poderá esta salinidade ter reflexos na concentração de matéria orgânica, elevando os seus valores.

WOODBIDGE (1994) refere que em áreas de salinidade elevada, em que a evaporação é sistematicamente superior à precipitação, a cristalização de sais à superfície do pavimento provoca uma degradação significativa do pavimento, com consequências estruturais relevantes para a engenharia rodoviária. A adesão do material betuminoso à base é destruída, potenciando-se a desagregação entre estes.

2.6.3 Principais estudos de monitorização a nível nacional

Em Portugal, não se verifica uma prática instituída de monitorização das AEE, nem de implantação e manutenção de sistemas de tratamento. Contudo, esta é uma matéria que crescentemente tem merecido a atenção das entidades associadas à concepção/construção/operação de estradas e à protecção do Ambiente.

Os estudos de monitorização em Portugal, iniciados em 1996, têm evidenciado as características quantitativas e qualitativas das AEE. A investigação realizada até à data traduz um paralelismo geral com estudos realizados internacionalmente. Todavia, algumas das AEE monitorizadas em Portugal, parecem apresentar características específicas associadas a contextos particulares, ainda não referenciadas na bibliografia internacional.

ANTUNES e BARBOSA (2005), apresentaram as características específicas detectadas nas AEE e os principais estudos de monitorização efectuados em território nacional. Entre os fenómenos específicos da realidade portuguesa já identificados, refira-se como conclusões seguintes:

- A maior concentração de zinco em estradas com guardas de segurança;
- A concentração de matéria orgânica detectada;
- A elevada salinidade em águas de escorrências observada numa estrada litoral.

Na Figura 2.2 e no Quadro 2.9 podem observar-se os estudos de monitorização de AEE efectuados em Portugal. Estes estudos reportam-se a vias rodoviárias com níveis de tráfego bastante diferentes (desde cerca de 30 000 a 6 000 veículos por dia – Tráfego Médio Diário (TMD)).

Na maioria dos estudos de monitorização realizados em Portugal, as metodologias de amostragem implementadas têm sido análogas à generalidade dos casos de estudo internacionais.

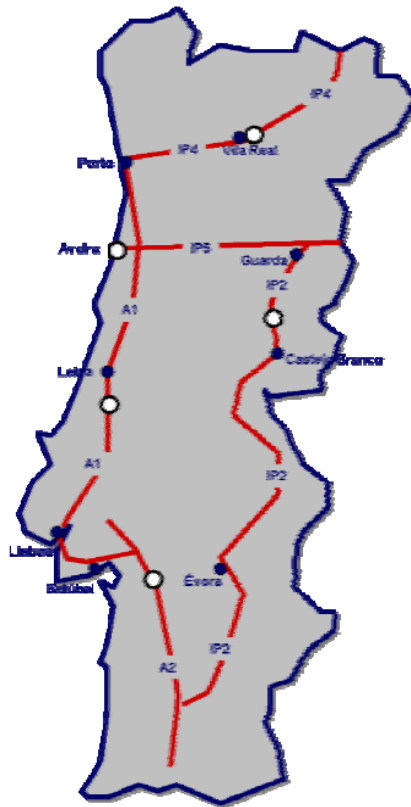


Figura 2.2 - Principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal (círculos brancos), com resultados publicados (fonte: ANTUNES e BARBOSA, 2005)

Quadro 2.9 - Caracterização das estradas associadas aos principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal (adaptado de ANTUNES e BARBOSA, 2005)

Local		Tipo de troço rodoviário	Tipo de amostragem	Referência bibliográfica
A1	Junto ao nó de Fátima	Auto-estrada TMD = 5 796 – 22 216	Manual	SEIA (1995)
		TMD = 1 998	Manual	MATOS <i>et al.</i> (1999)
		TMD = 30 299	Automática	LNEC (2004)
IP4	Próximo de Vila Real	Via Rápida TMD = 6 000	Automática	BARBOSA (1999)
		Via Rápida	Manual	LNEC (2004)
A2	Intersecção com o Rio Sado	Viaduto TMD = 15 309	Automática	LNEC (2004)
IP2	Túnel da Gardunha	Túnel em via rápida com perfil de auto-estrada TMD = 8 611	Manual	BARBOSA <i>et al.</i> (2003)
		TMD = 10 495	Manual	BARBOSA e ANTUNES (2004)
IP5	Junto ao nó da Gafanha da Nazaré	Via rápida com perfil de auto-estrada TMD = 27 500	Automática	BARBOSA e ANTUNES (2004)

É definido um troço de uma estrada, e a respectiva bacia contribuinte. No ponto de descarga para o meio receptor é instalada a estação de monitorização (Figura 2.3). Usualmente esta compreende, a trabalhar em sincronia, os seguintes elementos: um udómetro, um medidor de caudal associado a um descarregador e um amostrador automático (ISCO 6700).



Figura 2.3 - Estação de monitorização instalada no estudo de monitorização das AEE no IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré: cabine com udómetro na cobertura; amostrador automático com computador portátil ligado para recolha de dados; descarregador de água para medição do caudal (fonte: ANTUNES e BARBOSA, 2005)

No decorrer de um período de tempo (em média, aproximadamente três meses), diferentes eventos de precipitação são monitorizados. A rotina de amostragem é accionada pela precipitação e/ou pelo caudal de escoamento. Em alguns estudos, foram recolhidas amostras manuais. Em cada evento foram recolhidas entre 6 a 24 amostras. Para uma melhor caracterização do primeiro fluxo, os intervalos de tempo inter-amostras são mais reduzidos no início dos eventos.

Em alguns estudos de monitorização das águas de escorrência toda a monitorização foi realizada manualmente. Esse foi o caso do IP2 - Túnel da Gardunha, onde o que se monitorizou foram águas da lavagem do pavimento. Em vários casos de estudo foram recolhidas amostras da água precipitada na envolvente junto à estrada e também recolhidas amostras do meio hídrico receptor e/ou do solo.

Alguns parâmetros são medidos *in situ* ou imediatamente após chegada ao laboratório, sendo este o caso da temperatura, pH, condutividade, potencial redox, salinidade e turvação.

A lista de todos os parâmetros das AEE analisados em laboratório (sendo que geralmente foi um subconjunto o seleccionado em cada caso) inclui: SST, azoto amoniacal, nitratos, fósforo (P) total, carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), ferro (Fe) total, zinco (Zn) total, cobre (Cu) total, chumbo (Pb) total, cádmio (Cd) total, crómio (Cr) total e níquel (Ni) total.

Em Portugal e, à semelhança de estudos internacionais, os metais pesados têm merecido especial atenção na monitorização das AEE, na medida em que estes elementos são considerados poluentes

prioritários. Em concentrações reduzidas, os metais pesados são tóxicos acumulando-se no Ambiente e nas cadeias tróficas. Por outro lado, não sofrem degradação. O níquel só tem sido determinado em estudos mais recentes (IP4 – próximo de Vila Real e IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré), comprovando-se que, de facto, este é um metal pesado negligenciável em AEE. A mesma conclusão se tem retirado para os casos do cádmio e do crómio.

Os SST e os parâmetros medidos *in situ* - condutividade e pH - também têm sido sistematicamente considerados nos estudos realizados em Portugal.

Estão disponíveis menos dados relativamente à matéria orgânica, como parâmetros indicadores (CQO e CBO₅), hidrocarbonetos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) e óleos e gorduras, entre outros parâmetros.

A determinação de nutrientes (azoto e fósforo) em AEE também tem sido pouco usual em Portugal. Ocorreu unicamente no IP4 – próximo de Vila Real, já que o troço monitorizado atravessava uma zona agrícola e no IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré, onde o meio hídrico receptor é ecologicamente sensível.

A salinidade, a dureza e os cloretos só foram determinados mais sistematizadamente no estudo do IP5 – junto ao nó da Gafanha da Nazaré, o que está relacionado com as características do meio envolvente e eventual influência deste nas AEE.

No Quadro 2.10 apresentam-se as gamas de valores de parâmetros considerados nos principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal. No Quadro 2.11 apresentam-se os Valores Limite de Emissão (VLE) na descarga de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto). Com estes dois quadros pretende-se fazer uma comparação com as concentrações obtidas nos estudos de monitorização e com os valores limite de emissão patentes na legislação nacional.

Quadro 2.10 - Gamas de valores de parâmetros considerados nos principais estudos de monitorização de AEE realizados em Portugal
(fonte: ANTUNES e BARBOSA, 2005)

Parâmetro	A1 – Junto ao nó de Fátima			IP4 – Próximo de Vila Real		A2 – Intersecção com o Rio Sado	IP2 – Túnel da Gardunha		IP5 – Junto ao nó da Gafanha da Nazaré
	1994	1999	2002	1996 - 1998	2003	2002 - 2003	Maió 2003	Dezembro 2003	2003/2004
pH	-	7.9 – 8.0	6.3 – 7.4	5.9 – 7.2	7.2 – 8.1	6.5 – 7.5	-	7.96 – 8.69	7.01 – 7.84
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-	-	124 - 357	8.8 – 183.8	20.7 - 60	47 – 352	-	270.0 – 650.0	67.3 – 1 790.0
Salinidade (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	143 – 346	36 – 950
Turvação (FNU)	-	-	-	-	-	-	-	140.0 – 329.0	1.2 – 152.7
SST (mg/l)	6 – 370	4 - 9	10.0 - 872	<8 – 147	<1 – 4.6	1.1 – 13.3	88.9 – 2 182	227.0 – 3 003	<5.0 – 295.0
Dureza Total (mg CaCO_3/l)	-	-	39.4 – 104.7	1.5 – 67.2	-	-	-	-	28.3 – 181.8
Cloretos (mg/l)	-	-	-	4.2 – 4.3	-	-	-	-	6.6 – 139.5
NH_4^+ (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	<0.1 – 1.2
NO_3^{2-} (mg/l)	-	-	-	0.12 – 0.73	-	-	-	-	<1.8 – 2.0
P-total (mg/l)	-	-	-	-	0.06 – 9.8	-	-	-	<0.16 – 0.72
CQO (mg O_2/l)	-	36 - 76	-	-	0.7 – 72.6	-	-	-	<0.3 – 170.0
CBO ₅ (mg O_2/l)	-	-	-	-	<2 - 20	-	-	-	<2 – 66
Óleos e gorduras (mg/l)	-	-	3.2 - 40	-	-	<0.1 – 6.6	7.0 – 125.2	27.8 – 91.8	-
Hidrocarbonetos ($\mu\text{g}/\text{l}$)	400 – 900	-	-	-	-	-	-	-	-
HAP ($\mu\text{g}/\text{l}$)	-	-	<0.05 – 0.08	-	-	<0.03	0.58 – 0.22	<0.05	-
Fe ($\mu\text{g}/\text{l}$)	-	<60 – 350	86 – 3 030	-	31 – 784	<50 – 388	1.71 – 11.98	1.41 – 7.04	<0.129 – 6.498
Zn ($\mu\text{g}/\text{l}$)	70 – 480	60 – 80	62 – 736	<50 – 1462	80 – 479	31 – 343	370 – 2210	23 – 1150	<83 – 409
Cu ($\mu\text{g}/\text{l}$)	<20 – 130	<20 – 30	27 – 76	<1 – 54.3	44 – 156	<5 – 45	82 – 340	9 – 300	<5.0 – 72.2
Pb ($\mu\text{g}/\text{l}$)	<100 – 510	<400	2 – 58	<1 – 199.5	2 – 14	<5 – 9	20 – 92	13 – 65	<2.0 – 18.0
Cd ($\mu\text{g}/\text{l}$)	<10	<30	<0,5	<0.1	<0.2	<5 – 2.4	3 - 6	1 - 3	<0.192
Cr ($\mu\text{g}/\text{l}$)	-	<100	-	<0.1	<2	-	-	-	<2.0 – 12.0
Ni ($\mu\text{g}/\text{l}$)	-	-	-	-	20 - 159	-	-	-	<2.0 – 11.5

Quadro 2.11 - VLE na descarga de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto) relativos a alguns parâmetros usuais em estudos de monitorização de AEE (fonte: ANTUNES e BARBOSA, 2005)

Parâmetros	Expressão dos resultados	VLE
pH	Escala Sorensen	6.0 – 9.0
SST	mg/l	60
CQO	mg O ₂ /l	150
CBO ₅	mg O ₂ /l	40
Nitratos	mg/l	50
Azoto amoniacal	mg/l	10
Azoto total	mg/l	15
Fósforo total	mg/l	10
Ferro total	mg/l	2.0
Chumbo total	mg/l	1.0
Cádmio total	mg/l	0.2
Crómio total	mg/l	2.0
Cobre total	mg/l	1.0
Níquel total	mg/l	2.0

Verificou-se que a maioria dos parâmetros se situa abaixo do respectivo VLE, contudo esta observação não é sinónimo de uma ausência de impactes ambientais. Com efeito, as descargas de AEE no meio hídrico e no solo, ao contrário das águas residuais a que se refere a legislação, apresentam um carácter difuso e linear. Por outro lado, importa considerar que o caudal de AEE tende a ser muito elevado associando-se por isso a baixas concentrações poluentes.

Assim, pese a concentração reduzida de muitos parâmetros, o seu impacte no Ambiente pode ser significativo, pelo que, na avaliação dos impactes das AEE tem de se ter presente os efeitos do tipo cumulativo. Para cada local, é necessário considerar o *input* mássico (carga poluente) no Ambiente.

Para melhor interpretar a poluição potencial das AEE no território português, importa igualmente atender à distribuição da precipitação. A carga poluente acumulada nas estradas origina concentrações distintas de acordo com a precipitação. Verifica-se especialmente uma distribuição heterogénea da precipitação média anual: níveis superiores no Norte e no Litoral. Por outro lado, a precipitação em Portugal apresenta uma distribuição temporal específica, relativamente comum a outros países do sul da Europa, mas significativamente distinto do centro e norte da Europa. Grande parte do volume de precipitação concentra-se entre seis a oito meses do ano, verificando-se períodos de estiagem de alguns meses.

Outras variáveis climáticas como a temperatura, o vento ou a evapotranspiração, serão também relevantes nos processos de acumulação e transporte de poluentes na via rodoviária. No que se refere às características físico-químicas das AEE estudadas em Portugal, genericamente são similares às detectadas em estudos internacionais realizados.

Nos estudos efectuados em Portugal deve destacar-se também os estudos de monitorização efectuados no Túnel da Gardunha do IP2 (BARBOSA *et al.*, 2003; BARBOSA *et al.*, 2004). Entre Maio e Dezembro de 2003 foram efectuadas duas lavagens do pavimento rodoviário do túnel, a partir das quais se realizaram estudos de caracterização das águas de lavagem. Estas são representativas da acumulação de poluentes no período de um ano. No decorrer desta operação (no período nocturno e com várias horas de duração), o túnel, encerrado ao tráfego, foi sujeito a lavagens. A água tinha como origem uma linha de água próxima (transportada e aplicada por camiões cisterna - Figura 2.4) e água subterrânea captada (que abastece as bocas de incêndio, colocadas ao longo de toda a extensão do túnel).

Entre outros pontos de amostragem, a água de lavagem (equivalente a AEE) foi recolhida manualmente a montante de um tanque separador de hidrocarbonetos, para onde se encaminha a totalidade da drenagem do túnel (Figura 2.4).



Figura 2.4 - Operação de lavagem do Túnel da Gardunha e tanque separador de hidrocarbonetos vazio, antes da afluência das águas de lavagem (fonte: ANTUNES e BARBOSA, 2005)

Não se verificam lavagens naturais da plataforma rodoviária num túnel tal como ocorre numa rodovia aberta que se encontra sob a acção da precipitação. Assim, seria expectável uma acumulação significativa de poluentes. Contrariando a expectativa inicial, os valores obtidos nas determinações dos vários parâmetros foram relativamente reduzidos (Quadro 2.10 – IP2).

BARBOSA *et al.*(2004), concluem que tal é resultado da ventilação (forçada e natural) a que todos os túneis estão sujeitos. Assim, será nos troços exteriores e adjacentes aos extremos dos túneis rodoviários, que a poluição “gerada” nestes tenderá a depositar-se, considerando-se este como um dado do maior interesse.

De acordo com LNEC (2004), destacam-se algumas das conclusões obtidas nos casos de estudo:

- No trabalho de campo registaram-se algumas dificuldades em efectuar as campanhas de monitorização exactamente no tempo previsto devido a problemas de funcionamento do equipamento e das baterias, além de questões climatéricas;
- Não existe uma correlação matemática directa entre valores de TMD e CML;
- As concentrações de Zn nas águas de escorrência superam largamente as de Cu e Pb, e o Cd tem valores quase sempre abaixo dos limites de detecção;
- Os valores de HAP encontram-se quase sempre abaixo do limite de detecção, para os casos estudados;
- Registou-se dificuldade em proceder à amostragem de águas subterrâneas na A1, uma das zonas cársicas avaliadas, pelo facto da maioria dos furos existentes não ser adequada, em termos de distância e profundidade. Em ambas as zonas cársicas houve dificuldade, ou no caso da A1 mesmo impossibilidade, em amostrar águas superficiais devido à elevada capacidade de infiltração da água no solo, tendo sido necessário aguardar no local a formação de escoamento superficial para se proceder à sua amostragem;
- A qualidade dos solos nas áreas envolventes às estradas registam elevadas concentrações em metais à saída dos pontos de descarga (com a relação mais frequente: Zn >> Pb > Cu), com rápido decréscimo nos solos mais afastados da estrada, embora a capacidade de retenção de poluentes esteja fortemente dependente das características de granulometria, pH, capacidade de troca catiónica e teor em carbonatos do solo;
- A qualidade dos recursos hídricos subterrâneos não se mostrou afectada pelas águas de escorrência (Cu e Zn), embora com oscilações em termos das concentrações; chama-se, contudo, a atenção para o facto dos furos onde se procedeu à recolha, mesmo sendo os mais próximos inventariados, ainda se localizarem em áreas algo afastadas das estradas.

MONTEIRO (2010) desenvolveu o estudo sobre as bacias de retenção para o caso da A24 – Vila Pouca de Aguiar, promovendo a monitorização do sistema de tratamento de águas de escorrência. Este sistema é um dos casos de estudo da presente dissertação, apresentado no subcapítulo 4.3.

Um estudo levado a cabo pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) do Algarve, em 2006, acerca do impacte das vias rodoviárias do Algarve (IC1 e A2) na qualidade da água, e referindo a polémica levantada em torno da construção do sublanço S. Bartolomeu de Messines/Via Longitudinal do Algarve, da autoestrada Lisboa–Algarve (A2), devido à eventual contaminação do mais importante sistema aquífero cársico do Algarve, atravessado por esta, mostra a necessidade da existência de estudos aprofundados sobre a contaminação dos recursos hídricos, devido à água de escorrência das vias rodoviárias, contribuindo assim, para a implementação de medidas de minimização adequadas. De acordo com CCDR Algarve (2006), em Dezembro de 1998 e Maio de 2000 foram efectuadas amostragens de água em furos situados nas proximidades do IC1, na

zona onde esta via atravessa o sistema aquífero Querença–Silves. Os resultados analíticos indicaram a presença de alguns metais pesados, sendo mais frequentes e em maior quantidade o zinco e o cobre. Também foram efectuadas algumas colheitas em furos afastados da via, para montante desta no sentido do fluxo subterrâneo, distantes de qualquer fonte poluidora. Os resultados destas análises também indicaram a presença de alguns metais pesados, no entanto com concentrações mais baixas, colocando-se a hipótese de uma contaminação natural, proveniente das rochas que constituem a base do aquífero.

De acordo com FCT (2011), o projecto G-Terra através da monitorização de 6 casos de estudo (IP4, A1, A2, A6, A25 e IP6), entre 2002 e 2006, aprofundou o conhecimento sobre a qualidade das AEE em Portugal, permitindo apontar para um conjunto específico de poluentes que devem ser sempre atendidos. Os resultados do G-Terra associados a outros estudos efectuados no passado (BARBOSA, 1999; LEITÃO *et al.*, 2005; BARBOSA *et al.*, 2009), e com base na monitorização mais recente (A1, A3, A6, A25 e IP6) que originou o modelo PREQUALE (Anexo I), indicam que os poluentes rodoviários presentes de forma mais significativa e constante, em Portugal – por apresentarem concentrações mensuráveis e/ou superiores aos valores limite de emissão estipulados no Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98 – são os seguintes: Zn, Cu, Fe, SST e CQO. Contudo, BARBOSA *et al.* (2012), no âmbito de um estudo desenvolvido sobre aspectos relevantes que devem ser considerados na gestão sustentável das águas de escorrência, indicam que os poluentes que caracterizam as águas de escorrência e que devem ser objecto de monitorização são os seguintes: SST, metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni e Cr), CBO₅ e CQO, HAP, microrganismos patogénicos e nutrientes (N e P).

Neste sentido, FIGUEIREDO (2011) dedicou-se ao estudo dos pontos críticos na caracterização físico-química das águas de escorrência de estradas, recorrendo ao estudo do caso Projecto G-Terra. Várias situações foram identificadas como críticas e susceptíveis de afectar depreciativamente os resultados da caracterização físico-química de AEE, salientando-se:

- o número de amostras por evento amostrado, em número e período fixo, originando casos de eventos de precipitação subamostrados e consequentemente dados da caracterização não representativos e tendencialmente inflacionados, dada a propensão de concentrações de poluentes superiores ocorrerem no início dos eventos;
- a posição do tubo de sucção do amostrador automático, durante a amostragem, colocado na base da conduta facilitando a inflação de SST amostrados;
- a falta de alguns controlos de qualidade, durante a amostragem – brancos, e durante a análise – controlos de interferentes de matriz, importantes na determinação analítica dos parâmetros, sobretudo os que se apresentam em concentrações vestigiais;
- a utilização de uma metodologia de amostragem desadequada para a determinação do parâmetro óleos e gorduras; a amostragem por equipamentos automáticos é submersa e tendência natural deste poluente é manter-se à superfície.

Não se tratando de um sistema de tratamento de AEE, mas sim de um projecto de investigação dedicado à retenção de metais pesados por filtração reactiva, RAMÍSIO e VIEIRA (2006), e RAMÍSIO (2007), realizaram um estudo com o objectivo de avaliar a eficiência de meios porosos na retenção de metais pesados provenientes de escorrências rodoviárias, usando, para tal, um meio filtrante constituído por materiais correntes e com propriedades conhecidas: areia e caulinite. A instalação experimental foi materializada com recurso a dois reservatórios e três colunas cilíndricas, sendo os parâmetros de controlo o pH, condutividade, temperatura, Zn, Cu, Pb, caudal e carga hidráulica. Os suportes inferiores das colunas foram construídos de modo a permitir um movimento deslizante do meio filtrante no fim do período experimental, sendo a carga hidráulica a jusante mantida constante através de um descarregador, permitindo assim uma fácil leitura da perda de carga no meio filtrante. As colunas foram alimentadas, individualmente, com um efluente sintético representativo da contribuição de metais pesados de escorrências rodoviárias.

Os resultados preliminares mostram que o Zn é o metal com a maior mobilidade, com eficiências de retenção a diminuírem para valores inferiores a 50 % em períodos de 15, 70 e 110 dias, para as colunas 1, 2 e 3, respectivamente. Para o Cu e Pb, e depois de 260 dias de experiência, as eficiências de retenção obtidas foram superiores a 70 % e 40 %, respectivamente, na Coluna 1, e superiores a 90 % nas colunas com meio filtrante de areia e caulinite. As diferentes eficiências de retenção do Zn observados nas três colunas sugerem uma relação directa com as características do meio filtrante, uma vez que a variação temporal da eficiência de retenção na Coluna 2, com 10 % de caulinite, foi praticamente o dobro da verificada na Coluna 3, com 20 % de caulinite no meio filtrante. Embora outros processos possam ocorrer, estes resultados indicam que a CTC é relevante e portanto a absorção pode ser o fenómeno predominante. As eficiências de retenção de Cu e Pb são altas, mesmo para a coluna com o meio filtrante de areia. As eficiências não são tão dependentes dos materiais do meio filtrante, o que pode indicar que a complexação superficial e a precipitação podem ter um papel mais importante do que na retenção de Zn.

2.6.4 Principais estudos de monitorização a nível internacional - Projecto POLMIT

No âmbito do projecto POLMIT - *Pollution of groundwater and soil by road and traffic sources: dispersal mechanisms, pathways and mitigation measures*, foram efectuadas medições em 14 locais de estudo, 2 em cada um dos 7 países europeus envolvidos neste projecto (Figura 2.5). O projecto POLMIT visou melhorar o conhecimento científico (experimental) sobre a poluição ambiental causada por estradas a nível europeu. Desenvolveu-se entre Agosto de 1997 e Março de 2000 tendo como conjunto de actividades as seguintes:

- Monitorização do transporte e deposição de poluentes em dois locais de estudo em cada um dos sete países;

- Cálculos de fluxos e balanço de massas de poluentes, a nível local, nacional e à escala europeia;
- Agrupamento de informações existentes e desenvolvidas em base de dados;
- Desenvolvimento de medidas de mitigação e guias de boas práticas ambientais para projecto, construção e manutenção de vias rodoviárias.



Figura 2.5 - Localização dos 14 casos de estudo do projecto POLMIT
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2000a)

Em Portugal, os dois casos seleccionados localizam-se na Recta do Cabo (EN10) e no troço do IP4 entre Vila Real e Vila Verde. O ano de monitorização decorreu entre Junho de 1998 e Junho de 1999.

Todos os 14 casos de estudo foram equipados com instrumentos de monitorização idênticos, colocados à mesma distância da estrada e à mesma profundidade por forma a se obterem amostras comparáveis. Os meios analisados incluíram (Figura 2.6):

- A água de escorrência das estradas (amostragem contínua 1 ano; colheita quinzenal; análise química mensal);

- A deposição total (seca e húmida) (amostragem contínua 1 ano; colheita quinzenal; análise química trimestral);
- As águas intersticiais (amostragem, colheita e análise química trimestrais);
- As águas subterrâneas (amostragem, colheita e análise química trimestrais);
- Solo (amostragem única nos mesmos locais que os amostradores de deposição total; 3 a 4 profundidades diferentes).

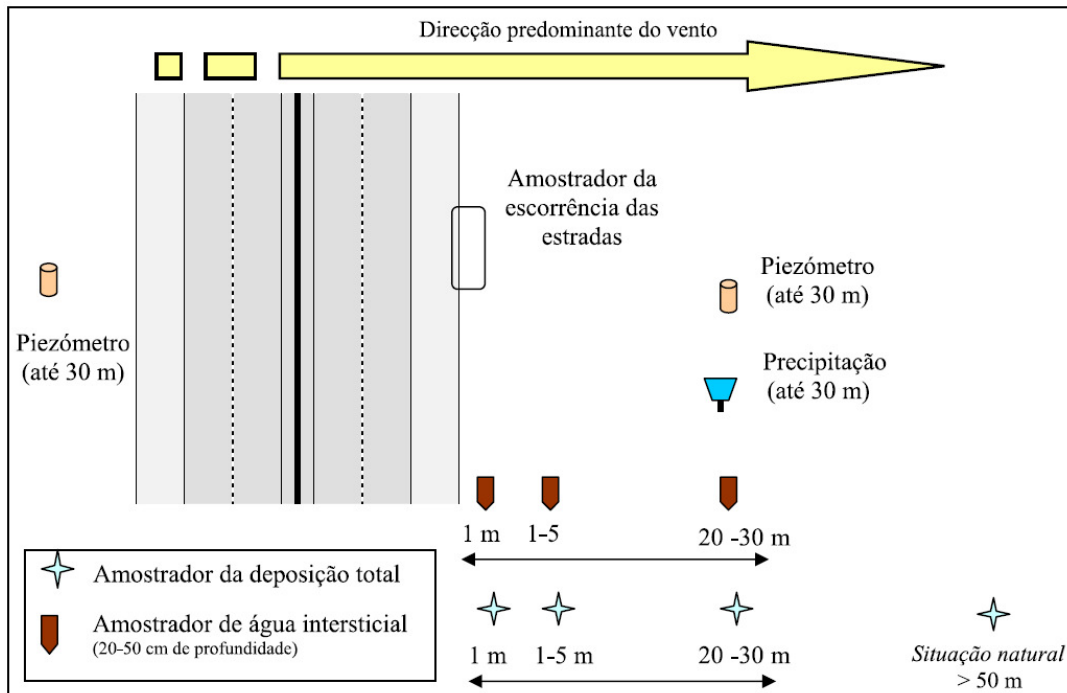


Figura 2.6 – Esquema geral da localização dos instrumentos de monitorização utilizados no projecto POLMIT
(fonte: HIRD, 2000)

Os principais poluentes analisados incluíram: os metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn), os hidrocarbonetos, nomeadamente os PAH, e os sais de degelo nas estradas (nos casos em que foi utilizado).

A análise dos valores de concentração nos solos foi efectuada utilizando as Normas Holandesas (MHSPE, 1994), consideradas umas das mais completas da Europa (Target = valor guia; Intervention = valor que implica intervenção). Em Portugal não existem limites estabelecidos para análise de problemas de poluição nos solos; existe sim referência a "valores permitidos para concentração de metais pesados nos solos receptores de lamas e nas lamas para utilização na agricultura como fertilizantes", através da Portaria n.º 176/96, de 31 de Outubro, cujo objectivo é regulamentar a utilização de lamas de depuração em solos destinados a fins agrícola. A análise dos valores de concentração nas águas subterrâneas foi efectuada de acordo com a legislação em vigor para Portugal, isto é, a Classe A1 do Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98 (VMR, VMA).

Para averiguar a variação dos poluentes, recolheram-se amostras em solos adjacentes a estradas, a 3 distâncias (0-1 m, 1-5 m, 20-30 m) e a 3 profundidades (0-2 cm profund., 2-10 cm profund., 10-30 cm profund.). O estudo conclui que a poluição é espacialmente limitada aos solos envolventes à estrada podendo, contudo, atingir os recursos hídricos em áreas mais afastadas. A poluição caracteriza-se por um padrão geral de diminuição da concentração à medida que nos afastamos da estrada e em profundidade. Para a maioria dos casos de estudo, é unânime que é o primeiro horizonte do solo o que contém maiores concentrações em metais pesados. Em muitos casos, os valores encontrados, quer para metais pesados quer para poluentes orgânicos, não põem um problema imediato de poluição. O efeito das descargas de águas de escorrência no Ambiente não conduz, de facto, habitualmente, a situações de poluição pontual aguda nos solos ou nas massas de água. São, sim, os seus efeitos a longo prazo que originam fenómenos de poluição.

GARCIA e MILLÁN (1994) e REINIRKENS (1996) referem que os efeitos directos da poluição de estradas nos solos concentram-se nas zonas adjacentes às estradas onde se verifica o *splash* dos carros e restringem-se a uma faixa que, geralmente, não ultrapassa a distância de 25 m da estrada, embora haja uma forte dependência do tipo e da intensidade dos ventos dominantes. WARD e SAVAGE (1994) relatam aumentos significativos do conteúdo de metais em solos amostrados a cerca de 100 m de distância à estrada quando comparados com valores de referência. Estas conclusões são também suportadas pelas diferenças encontradas em análises efectuadas a vegetais lavados e não lavados cultivados nesses solos, observando-se que a maior concentração se fazia no pó ou partículas de solo sobre os vegetais. O efeito do volume de tráfego no nível de poluição do meio receptor pode ser dissimulado por outros factores tais como a direcção do vento, o regime de precipitação, a idade da estrada, a topografia, o uso do solo, entre outros.

Entre os principais poluentes das águas de escorrência nos solos e nas águas subterrâneas encontra-se o grupo dos metais pesados, em especial o Pb, o Zn e o Cu. O Cd é produzido em baixas quantidades, embora já tenha sido encontrado em concentrações apreciáveis nos solos envolventes. O Ni e o Cr provenientes das estradas não causam um significativo aumento das concentrações nos solos envolventes à estrada.

PAGOTTO *et al.* (2001) refere que o risco de poluição de águas subterrâneas causado por metais pesados parece não ser elevado, em situações em que não ocorra derrame de alguma substância que altera as condições do meio. O Pb e o Cu são mais dificilmente mobilizáveis, apenas condições de elevada acidez ou complexação podem mobilizações em quantidades apreciáveis.

O Cd embora sendo um elemento móvel, apresenta concentrações sempre abaixo do denominado valor de intervenção (12 mg/kg) e do VMA (5 µg/l) definidos para os solos e para as águas subterrâneas, respectivamente.

DWW (1995), REINIRKENS (1996), LEITÃO *et al.* (2000a) e DIAMANTINO (2002), referem que o Cu é um elemento que foi encontrado nos solos e nas águas subterrâneas em quantidades apreciáveis associado à poluição por estradas. As concentrações de Cu nos solos analisados ultrapassam com alguma frequência o valor guia (36 mg/kg), em especial para o primeiro horizonte do solo e nas áreas mais perto das estradas, mas raramente o valor implica intervenção (190 mg/kg). Relativamente às concentrações em meio aquoso, a maioria dos valores de concentração é moderada e abaixo do VMA (50 µg/l).

A concentração em Cr nos solos dos casos de estudo analisados apresenta valores abaixo do valor de intervenção definido na legislação holandesa (380 mg/kg). O valor guia (100 mg/kg) é, contudo, frequentemente ultrapassado. Relativamente às concentrações em meio aquoso, a maioria dos valores de concentração é baixa, claramente abaixo do VMA (50 µg/l).

A presença de Pb nos solos é registada na maioria dos casos de estudo e as concentrações observadas estão com muita frequência acima do valor de guia (85 mg/kg) e em vários casos acima do próprio valor de intervenção (530 mg/kg). Para as águas, o valor equivalente ao VMR é muito ultrapassado mas nunca o VMA (50 µg/l), embora haja casos em que se encontram valores muito próximos.

As concentrações de Zn nos solos ultrapassaram o valor guia de 140 mg/kg em diversas situações para as 3 profundidades analisadas e as três distâncias da estrada. Quanto à qualidade das águas subterrâneas observa-se a presença de Zn na maioria dos casos, muitas vezes com valores acima do VMR (50 µg/l) e muito próximo do VMA (300 µg/l).

PAGOTTO *et al.* (2001) observaram a presença nas poeiras das estradas de concentrações de Pb, Zn e Cd sempre inferiores ao valor máximo encontrado para solos da berma da estrada mas superiores às respectivas medianas. Esses autores justificam essa constatação pelo facto de o Pb ter deixado de fazer parte da gasolina, embora exista ainda nos solos uma vez que estes retêm a poluição desde há muitos anos. O Zn por seu lado como é originado em grande parte pelas barreiras laterais (guardas de segurança, típicas em Portugal), acaba por poluir principalmente os solos e não directamente o pó da estrada. Os poluentes orgânicos constituem o segundo grupo de poluentes principais. Entre estes, os HAP e os hidrocarbonetos totais são aqueles que são usados mais frequentemente como indicadores deste tipo de poluentes. Relativamente a estes poluentes, observa-se que as concentrações dos 10 HAP analisados estão abaixo dos limites de detecção para a maioria dos casos, havendo excepções. Quanto aos hidrocarbonetos totais e aos óleos e gorduras registaram-se valores bastante elevados nos solos e águas subterrâneas, sendo um factor de poluição a atender.

O Quadro 2.12 fornece uma perspectiva global sobre a poluição potencial e efectiva dos solos e das águas subterrâneas nas 14 áreas estudadas. Todos os elementos encontrados acima do valor guia e de intervenção (equivalente ao VMA e ao VMR do Decreto-Lei n.º 236/98), em mais do que uma análise, foram considerados como potenciais poluentes ou poluentes respectivamente. A presença de poluentes foi confirmada nas amostras de águas de escorrência. No Quadro 2.13 apresenta-se a síntese dos resultados da monitorização.

Quadro 2.12 - Resultados globais da poluição dos solos e águas subterrâneas nos casos de estudo do POLMIT
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2000b)

Local	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Cl	PAH	HC	pH do solo	Distância do piezômetro à estrada (m)	Idade da estrada (anos)	Densidade de tráfego (10 ³ veículos/ano)
Reading (GB)			*	*	*		*		5.2-8.9	9, 13	29	17 922
Oxford (GB)							*		8.2-8.9	2, 2	27	14 180
Nieuwegein (NL)	*		*	*	*		*		7.7-8.7	1, 1, 3, 30	> 10	27 375
Spaarnoude (NL)	+	+	*	**	*		*		6.7-8.8	3, 5, 30, 43	> 10	16 425
Svaneberg (SE)		+	*	*					4.4-6.8	7, 7, 27	25	1 341
Norsholm (SE)		+	*		*				6.1-9.2	10, 10	7	3 292
Lohja (FI)				*				**	7.3-8.5	-	37	2 500
Utti (FI)	+							**	6.0-7.5	19, 20	50	1 460
Vejenbrød (DK)	*	+	*	*	*		**	**	7.6-9.1	9, 9	25	4 471
Rud Kirke (DK)	+	+	+	+	+	++		+	5.8-8.0	5, 5	7	3 212
Erdre (FR)			*	*	*		+	*	6.3-8.5	8	5	4 380
Houdan (FR)	*		*	**	*			**	6.2-8.3	27	26	3 833
Recta do Cabo (PT)		++	*	*	*			++	7.2-8.2	11, 11	54	3 877
Vila Real (PT)			++	+	+	(++)		++	4.7-5.8	24	5	1 540

** poluentes no solo; * potenciais poluentes no solo; ++ poluentes nas águas subterrâneas; + potenciais poluentes nas águas subterrâneas.

Os elementos considerados potenciais poluentes e poluentes estão acima do valor guia ou valor de intervenção, respectivamente, pelo menos em duas amostras.

Quadro 2.13 - Síntese dos resultados da monitorização dos solos e águas subterrâneas obtidos nos 14 casos de estudo, no âmbito do projecto POLMIT
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2000b)

Parâmetro	Potencial poluente	Poluente	
		Médio	Elevado
Solo	Cd, Cu, Zn, HAP	Pb	HC
Águas subterrâneas	Cd, Cr, Cu, Zn	HAP	Cl, HC

Pela análise dos Quadros 2.12 e 2.13 torna-se evidente que os hidrocarbonetos surgem como poluentes quer nas águas subterrâneas quer nos solos. Os cloretos também são poluentes nas águas subterrâneas dos países onde se pratica o degelo das estradas com sal. Todos os metais analisados são potenciais poluentes ou já são poluentes nos solos e/ou nas águas subterrâneas. O Pb também pode ser encontrado como poluente no solo. Os HAP foram encontrados como poluentes em algumas das águas subterrâneas analisadas.

A avaliação da poluição realizada no âmbito das estações experimentais do projecto POLMIT permitiu retirar a conclusão geral de que o tipo de solo e a hidrogeologia do local influenciam significativamente a migração da poluição, a par de outras condições como o padrão do tráfego e as condições meteorológicas. As características das águas subterrâneas como o pH, a dureza e a qualidade interferem com a mobilidade dos elementos, especialmente no caso dos metais pesados, uma vez que estas controlam a capacidade que o meio possui para formar colóides e determinam ainda a formação de possíveis espécies dominantes (móveis ou imóveis).

Outra conclusão importante, no padrão de migração da poluição de estradas, deve-se às alterações verificadas na qualidade da água de escorrência ao longo do ano. Em alguns casos, a utilização de agentes para o degelo mostrou poder interferir com a mobilização dos metais pesados. A mobilização de metais pesados deve-se provavelmente ao aumento das concentrações de Na, Ca e cloreto. O Na e especialmente o Ca, são vulgarmente conhecidos por mobilizarem os metais através dos processos de troca iónica. A presença de concentrações de cloreto elevadas poderá também induzir a formação de espécies móveis de metais pesados. Um aumento pronunciado de concentração verificou-se especialmente no caso do Zn e do Cd, que não são tão fortemente adsorvidos às partículas do solo como o Cu e o Pb.

No Quadro 2.14 apresentam-se valores de qualidade de águas de escorrência obtidos em diversos estudos a nível internacional, incluindo os do projecto POLMIT.

Quadro 2.14 - Valores da qualidade de águas de escorrência obtidos em diversos estudos a nível internacional, incluindo do projecto POLMIT
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2000b)

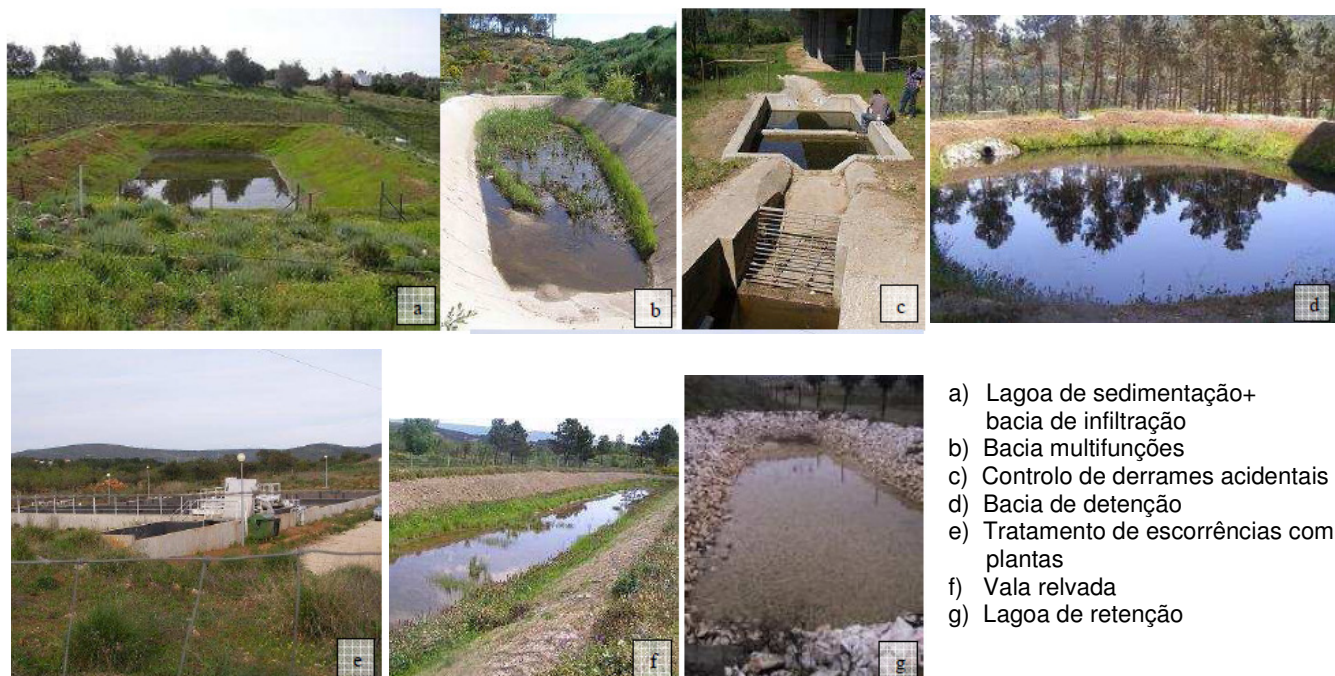
País	TMD	pH		Cond. (µS/cm)		SST (mg/l)		Pb (mg/l)		Zn (mg/l)		Cu (mg/l)		Cd (mg/l)		Cr (mg/l)	
		mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
EUA, Bellevue WA		3.4	7.9	12	1 480	1	2740	4	1 800	-	-	-	-	-	-	-	-
EUA Ohio		5.2	7.4	16	300	24	620	<100	820	30	370	-	-	-	-	-	-
Noruega	8 000	6.7	9.1	41	5 870	162	2420	62	690	91	740	10	430	-	-	-	-
	41 000	-	-	-	-	-	137	-	202	-	360	-	97	-	-	-	-
Alemanha	47 000	-	-	-	-	-	181	-	245	-	620	-	117	-	-	-	-
	40 600	-	-	-	-	-	252	-	163	-	320	-	58	-	-	-	-
Reino Unido	37 600	-	-	-	-	2	192	-	181	-	-	-	63	-	-	-	-
Reino Unido	720	-	-	-	-	-	-	-	28.1	-	16.6	-	6.5	-	-	-	-
Alemanha	500	-	-	-	-	-	-	-	122	-	165.6	-	75.9	-	-	-	-
EUA	-	5.9	7.8	45	175	-	-	30	379	13	173	10	101	-	-	-	-
Reino Unido	150	-	-	-	-	-	-	1	151	0.7	65	0	14	-	-	-	-
França	-	-	-	-	-	37	128	<5	90	177	681	9	49	-	-	-	-
Portugal, Vila Real	6 000	5.9	7.2	8.8	183.8	<8	147	<1	200	<50	1 462	<1	54	-	-	-	-
Reading, UK	98 200	6.0	7.7	150	12 000	160	704	43	1 800	140	4 200	50	1 000	<1	13	<20	
Oxford, UK	77 700	6.5	6.7	72	2 000	70	134	<20	54	84	200	22	55	<1		<20	
Nieuwegein*, NI	150 000	6.5	7.6	120	9 600	-	-	3	95	52	1 700	17	160	0	2	0	5
Spaarnwoude*, NI	90 000	5.7	7.8	90	3 500	-	-	0	88	28	290	13	61	0	3	0	20
Svaneberg, SW	7 350	6.3	7.1	30	10 140	-	-	3	18	51	220	6	70	0	0	0	2
Norsholm, SW	18 000	6.2	7.7	50	33 190	-	-	4	43	92	490	12	100	0	1	2	11
Lohja, Fi	13 700	6.8	7.6	59	5 100	<10	50	6	15	54	88	0	17	0.08	0	0	3
Utti, Fi	8 000	6.9	7.1	57	2 400	<10	10	5	10	57	92	0	16	0.05	<0.3	<10	
Vejenbrod, Dk	29 000	6.8	7.9	42	14 000	<10	40	8	46	47	330	3	95	<0.1	1	4	66
Rud, Dk	22 000	6.6	7.3	31	19 730	13	607	5	47	100	700	18	140	0.07	1	1	9
Erdre*, F	25 000	6.7	7.8	41	5 288	6	507	5	41	130	460	<2	32	<0.10	2	<0.5	2
Houdan*, F	25 000	7.0	7.9	91	1 263	0	114	10	76	<10	300	8	48	0.10	1	1	6
Recta do Cabo, Pt	21 800	7.5	8.3	120	1 400	18	1557	<100	-	<100	170	2	130	<10	<10	<100	<100
Vila Real, Pt	8 500	6.6	7.5	<50	<110	<3	316	<100	<100	1 100	2 000	1	<100	<10	<10	<100	<100

* Asfalto poroso.

2.7 Avaliação dos sistemas de tratamento para controlo da poluição das águas de escorrência de estradas

BARBOSA e FERNANDES (2008) apresentaram uma avaliação dos sistemas de tratamento para o controlo da poluição das AEE em Portugal. Esta comunicação teve como base um estudo efectuado pelos autores citados (LNEC) para o Instituto de Estradas de Portugal. Neste estudo, foram avaliados um total de 27 sistemas de tratamento diferentes, associados às seguintes estradas: A27, A24, IP4, A23, A1, IP6, A6, A2 e A22. Foram observados (13) diferentes tipos de tecnologias e a combinação de operações (ilustradas na Figura 2.7):

- i. Bacia/lagoa de detenção / lagoa de retenção;
- ii. Tratamento de escorrências com plantas com diferentes operações físicas e químicas, incluindo a adição de cloreto férrico (FeCl_3);
- iii. Lagoa de sedimentação/decantação + bacia de infiltração / leito de infiltração;
- iv. Separador de óleo + lagoa de decantação / bacia de detenção;
- v. Bacia “multifunções” (bacia de detenção + separador de óleo localizado no interior de uma câmara de inspecção, a montante da câmara de saída);
- vi. Valas relvadas;
- vii. Sistema para controlo de derrames acidentais (câmara de separador de óleo).



- a) Lagoa de sedimentação+ bacia de infiltração
- b) Bacia multifunções
- c) Controlo de derrames acidentais
- d) Bacia de detenção
- e) Tratamento de escorrências com plantas
- f) Vala relvada
- g) Lagoa de retenção

Figura 2.7 - Alguns dos sistemas de tratamento avaliados em Portugal (fonte: BARBOSA e FERNANDES, 2008)

Apesar dos sistemas para controlo de derrames acidentais na estrada não serem classificados como sistemas de tratamento, eles operam, no final, como uma “armadilha” de sedimentos, e por conseguinte, contribuem para alguma remoção de poluentes. Por esta razão, alguns sistemas deste tipo foram incluídos nesta análise.

No âmbito deste estudo do LNEC, a avaliação foi feita através do estudo do projecto, a inspecção visual no local, reuniões com as entidades gestoras para obter informações empíricas como a construção e custos de exploração/manutenção e resultados dos relatórios de monitorização. Todos os sistemas de tratamento foram visitados durante os meses de Março, Maio e Julho de 2007.

Durante as visitas aos sistemas, os autores identificaram várias alterações efectuadas a certa altura no projecto original. A alteração mais comum é o aumento ou diminuição do número de sistemas construídos, comparado com o que fora planeado. Infelizmente, nem sempre essas alterações foram reportadas ou justificadas, e os desenhos finais dos sistemas de construção não estão disponíveis nos arquivos do Instituto de Estradas de Portugal, como deveriam estar. Esta situação levou a alguma confusão sobre as localizações dos sistemas, para uma determinada estrada, que só podia ser explicado pelas informações detidas pelas entidades de gestão.

Metade dos sistemas analisados foram construídos após o ano 2002, logo, ainda não há muita experiência de manutenção. Durante o trabalho de campo observou-se, para a maioria dos sistemas mais recentes, um elevado nível de acumulação de sedimentos abaixo do colector de entrada. Era perceptível para alguns casos a necessidade de existir obras de reabilitação e adaptação. Um exemplo positivo é dos três sistemas de tratamento na A23 – Covilhã Norte, construídos no ano 2005. Foram reabilitados no Verão de 2007, após as recomendações de ALBUQUERQUE (2006).

Relativamente aos sistemas mais antigos, alguns como a lagoa de detenção na A1 – junto ao nó de Fátima, foram sujeitos a acções de manutenção apropriadas mas, na maioria dos casos, os sistemas precisam urgentemente de acções de conservação. A pior situação ocorre no IP4 – próximo de Vila Real, onde actualmente a vegetação cobre os três sistemas, construídos em 1996, dificultando assim a localização dos mesmos, contribuindo para um mau desempenho e colocando em perigo os recursos subterrâneos locais.

Para a maioria dos sistemas de tratamento, a escolha do tipo de operação está de acordo com os objectivos propostos pelo EIA. Constatou-se que vários estudos não apresentaram um objectivo claro para a remoção dos poluentes no sistema projectado. Tal é considerado uma lacuna de informação relevante. A eficiência medida tem de ser comparada com a eficiência proposta. Este é o procedimento para determinar se os objectivos estão, ou não, a ser alcançados. Considera-se que a solução mais adequada é a de um sistema simples e natural com uma menor manutenção possível e oferecendo boas possibilidades para o acompanhamento do desempenho.

De todos os sistemas, os seis tratamentos de escorrência da A2 são uma excepção a nível nacional. Este tipo de estrutura não é adequado para o escoamento das AEE devido à alta variação no fluxo, combinado com enormes variações de concentrações de poluentes. Medidas efectuadas durante o trabalho de campo identificaram um pH básico (que ronda os 9.5, o qual é atribuído às características dos solos locais) do escoamento de águas no compartimento de decantação das águas de escorrência. É conhecido que a esse pH, a maioria dos metais pesados são particulados.

Vários sistemas foram projectados considerando períodos de retorno elevados, ou seja, para eventos extremos de precipitação. Este é um erro frequente, na medida em que os sistemas devem ser projectados para uma precipitação média que tem um período de retorno de, por exemplo, 1 ou 2 anos (BARBOSA e FERNANDES, 2008). O aumento no volume dos sistemas corresponde a custos mais elevados, para aquisição de terrenos, construção e mesmo manutenção. Portanto, o dimensionamento de um sistema de tratamento de escoamento baseado em águas pluviais com um elevado período de retorno conduz a uma solução por vezes ineficaz e dispendiosa.

O Quadro 2.15 resume os sistemas avaliados, o tipo de avaliação, alguns comentários e observações.

Quadro 2.15 - Resumo dos resultados da avaliação de sistemas de tratamento de águas de escorrência
(fonte: BARBOSA e FERNANDES, 2008)

Estrada	Número e tipo de sistemas	Ano de construção	Avaliação			Avaliação geral	Observações
			Ano	Nível ⁽¹⁾	N.º de sistemas		
A1	1 Bacia de detenção	1990	1999 2002	++ ++	1 1	Sobredimensionado. Boa eficiência: retenção nos solos e evapotranspiração	Apenas uma vez, desde que foi construída, à água de escorrência foi descarregada da bacia. Já foi objecto de análise de reabilitação
A2	6 Sistemas de tratamento de águas residuais por plantas	2002	2005 2006 2007	++ ++ +	3 5 1-3	Escolha inadequada para o tratamento de águas de escorrência	O tratamento químico pode não ser necessário, e está a adicionar mais contaminantes. Custos muito elevados de construção e manutenção
A6	3 Bacias de retenção	1999	2004		1	Evidência da capacidade do solo para reter poluentes dissolvidos	É difícil de avaliar a eficiência dos sistemas de infiltração
A22	9 Bacias de sedimentação+bacia de infiltração; 1 Leito de infiltração	2002-2003	2003/2004 2007	++ +	5 2	Bom projecto e boa construção. Apenas possível avaliar a eficiência da bacia de sedimentação	Boa eficiência para a remoção de SST e Zn, alguma remoção de Pb, CQO e CBO ₅ . É difícil de avaliar a eficiência dos sistemas de infiltração
A23	4 Separadores de óleo/água+bacias de decantação	2005	2006 2007	+++ +	1 2	Boa eficiência do separador de óleo/água. Más soluções de projecto para a bacia de decantação	Foram identificados problemas de projecto e construção, tendo sido corrigidos pela entidade que opera
A24	2 Bacias multifunções; 8 Bacias de detenção; 1 vala vegetada	199?-2006	2007	+	11	Problemas para as bacias multifunções	Necessita monitorização e/ou correcções (ex: acesso, vedação, portão)

Estrada	Número e tipo de sistemas	Ano de construção	Avaliação			Avaliação geral	Observações
			Ano	Nível ⁽¹⁾	N.º de sistemas		
A27	4 Sistemas para controlo de derrames acidentais	2005?	2007	+	4	Projecto inadequado/desajustado	Necessidade urgente de reabilitação
IP4	3 Bacias de sedimentação+bacias de infiltração	1995	1995-1998 2007	++++ +	1 2	Contaminação das águas subterrâneas devido a erros de construção	Os sistemas não têm manutenção. Necessidade urgente de reabilitação
IP6	3 Separadores de óleo/água+bacias de detenção	2004/5	2005-2006	++	1	Alguns problemas. O separador óleo/água possibilita um bom 1º nível de tratamento	Parece estar sobredimensionado. Inexistência de descarga do efluente, o que dificulta a avaliação da eficiência

⁽¹⁾ Diferentes acções devem ser levadas a cabo; cada nível de avaliação inclui as actividades indicadas para o anterior:

+ Estudo do projecto; inspecção visual no local; 1 medição com sonda de qualidade da água, se se verificar a presença de água; informação sobre a entidade que opera;

++ Monitorizar mais do que 1 vez, incluindo a recolha de amostras de água e/ou sedimentos/solo da base dos sistemas e analisar em laboratório;

+++ Avaliação efectuada no âmbito de ALBUQUERQUE (2006);

++++ Avaliação efectuada no âmbito de BARBOSA (1999).

Estudos anteriores já concluíram que, apesar do sistema de tratamento da A1 – junto ao nó de Fátima ter reduzido a concentração de poluentes, o mesmo poderia ter sido conseguido com um menor volume da bacia (aproximadamente 14 vezes). Uma conclusão análoga foi verificada em 1999 para os sistemas de tratamento do IP4 – próximo de Vila Real (7 vezes sobredimensionada), embora agora a situação tenha mudado devido à falta de manutenção, e prevê-se que o mau funcionamento das lagoas vão comprometer a qualidade das águas subterrâneas. Durante o estudo actual, também foi entendido que os sistemas da A23 – Covilhã Norte estão sobredimensionados.

O sistema de tratamento de escorrências com plantas na A2 mostram uma boa eficiência para a remoção de CQO, SST e óleos, apesar de se considerar que esta escolha não tenha atingido um bom equilíbrio entre custos e resultados e, como mencionado anteriormente, existe a possibilidade do tratamento químico contribuir com contaminantes adicionais para a descarga no meio envolvente. Este efeito colateral não foi considerado no projecto.

Foi verificado no local que os quatro sistemas da A27 – Viana do Castelo/Ponte de Lima / IP9 – Viana do Castelo/Vila Real, para controlo de derrames acidentais, são totalmente inadequados e ineficientes. Durante o trabalho de campo foi observado, para vários casos, um fluxo de água subterrâneo nos sistemas de tratamento. Esta água é provavelmente não poluída (se for poluída deve ser proveniente das actividades de agricultura) e faz parte da drenagem natural das bacias. Projectos futuros devem incluir a avaliação desta possibilidade, tendo em consideração as informações locais sobre o nível da água subterrânea e os fluxos de base, porque este *input*, caso não possa ser desviado do sistema de tratamento, deve ser tido em conta para dimensionar o volume do sistema.

Apenas três das entidades gestoras disponibilizaram dados relativos aos custos de operação e manutenção dos sistemas de tratamento, sendo óbvio que estes custos são diluídos no custo total da infra-estrutura. No entanto, será uma recomendação deste estudo que, de agora em diante, é necessário calcular estes números como uma forma de melhor calcular os custos dos sistemas de tratamento vs a sua eficiência. O Quadro 2.16 reúne as informações existentes para os custos de exploração e manutenção, que foram tratadas e resumidas como médias, para os custos de exploração e manutenção. Novamente, a A2 é um caso especial de custos de construção e manutenção elevados, conforme o esperado.

Quadro 2.16 - Dados sobre os custos de construção e manutenção em comparação com a eficiência dos sistemas
(fonte: BARBOSA e FERNANDES, 2008)

Estrada e sistema de tratamento	Custos de construção (€/sistema)	Custos médios de manutenção (€/ano/sistema)	Eficiência
A2 6 Tratamentos de plantas	931 651	3 333	Boa eficiência para a remoção de CQO, SST e óleos.
A22 8 Bacias de retenção; 1 bacia de retenção e bacia de infiltração	170 000	437	Eficiência para a bacia de retenção
A27 4 Sistemas para o controlo de derrames acidentais	10 000	625	O projecto é inadequado para o objectivo proposto.

O Quadro 2.17 apresenta algumas recomendações destinadas a melhorar a prática nacional na utilização de sistemas de tratamento de AEE – projecto, construção, exploração e monitorização.

Quadro 2.17 - Recomendações destinadas a melhorar a prática nacional no projecto, construção, exploração e monitorização de sistemas de tratamento de águas de escorrência
(fonte: BARBOSA e FERNANDES, 2008)

Actividade	Recomendações
Projecto	<p>Deve conter uma Memória Descritiva com indicação de:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Fundamentação da necessidade da estrutura de tratamento (por exemplo, protecção das águas subterrâneas); 2. Condicionantes locais; 3. Justificação da tipologia escolhida; 4. Pressupostos de dimensionamento; 5. Objectivo de cada uma das operações de tratamento; 6. Eficácia pretendida para o tratamento (por exemplo, remoção de 60 % de SST); 7. Estimativa de custos de construção e manutenção; 8. Acesso ao local (considerar a hipótese deste ser feito a partir da própria via); 9. Características da vedação e portão; 10. Metodologia(s) de monitorização preconizadas; 11. Avaliação da necessidade e concepção (se necessário) de estruturas de apoio à monitorização, incluindo pontos de electricidade e construção de abrigo <p>Deve conter Desenhos Técnicos de projecto, com plantas de implantação do sistema no local e relativamente à estrada, e todos os cortes, perfis e pormenores, com indicações de escalas, declives e medidas.</p>

Actividade	Recomendações
Construção	<p>No final desta fase deve ser produzido um Relatório contendo:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Todas as alterações efectuadas ao projecto original durante a obra, bem como as suas causas; 2. Os custos totais da construção de cada sistema; 3. Comentários sobre condições de drenagem observadas no local; 4. Recomendações adicionais para a operação e monitorização do sistema; 5. Identificação de todas as alterações nas telas finais do projecto.
Exploração	<p>Durante esta fase deve ser produzido um Relatório, numa base anual, contendo:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Actividades de manutenção, sua periodicidade, e meios humanos; 2. Custo das actividades de manutenção; 3. Relato de qualquer dado empírico sobre o comportamento do sistema de tratamento (por exemplo, variações na quantidade de sólidos transportados para o sistema e suas repercussões nas rotinas de manutenção); 4. Relato e caracterização de quaisquer eventos inesperados (por exemplo, acidentes com derrames ocasionais de substâncias no pavimento).
Monitorização	<p>Os Relatórios devem conter:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Metodologias utilizadas; 2. Descrição do equipamento, se utilizado; 3. Fotografias do local e equipamento; 4. Descrição dos procedimentos utilizados para manusear e conservar as amostras; 5. Resultados obtidos; 6. Discussão crítica dos resultados e da sua representatividade. Comparação com as eficácias de tratamento pretendidas com o projecto; 7. Recomendações para melhorar as campanhas de monitorização seguintes; 8. Se necessário, recomendações para reabilitar o sistema.

PITT (2001), no âmbito de uma comunicação acerca da gestão de águas de escorrência em projectos de vias rodoviárias, concluiu acerca da relevância de se considerarem várias condições inerentes ao tratamento de AEE, tais como, a avaliação preliminar dos potenciais problemas que podem ocorrer na exploração quer da estrada quer do sistema de tratamento de águas de escorrência, a caracterização das AEE, a escolha dos sistemas de tratamento a adoptar, bem como a escolha dos parâmetros relevantes para o programa de controlo e monitorização do sistema.

BARBOSA *et al.* (2012) referem que existem aspectos relevantes que devem ser considerados na gestão sustentável das águas de escorrência, sendo necessárias estratégias para o efeito, a níveis diferentes de decisão (política, regional ou à escala local, por exemplo), mas todos precisam de informação e um conhecimento claro das possibilidades que estão em causa, bem como das consequências de cada uma. A abordagem da gestão das águas de escorrência deve ter em consideração factores temporais (clima e condições hidrológicas), espaciais (características

geofísicas – tipo e uso do solo e topografia), administrativos e legais, em complemento a outros aspectos. Condicionantes económicas e técnicas definem diferentes cenários de decisão. As melhores estratégias de gestão devem ser vistas como uma oportunidade para o desenvolvimento e melhoria das condições sociais, educacionais e ambientais, em áreas urbanizadas e envolventes. Assim, requerem uma perspectiva ampla e a participação de diferentes partes interessadas (*stakeholders*). Decisões de elevada qualidade necessitam de tempo e uma visão justa e correcta do problema.

2.8 Melhores estratégias de gestão

2.8.1 Considerações gerais

Os efeitos negativos das águas de escorrência de estradas podem ser minimizados por meio da adopção de Melhores Estratégias de Gestão (MEG) estruturais ou não estruturais, ou através da combinação de ambas. As MEG estruturais baseiam-se nos sistemas de tratamento de AEE e consistem em tecnologias de infiltração, detenção, retenção, práticas de vegetação, sistemas de filtração e pavimentos porosos. As MEG não estruturais são as práticas de controlo na origem, como lavagem de vias e planeamento do uso do solo, permitindo reduzir a necessidade de controlos estruturais mais complexos. As MEG estruturais podem ser consideradas como medidas correctivas (FHWA, 1996a).

Em complemento à síntese de conhecimentos relativa às MEG estruturais apresentadas nos subcapítulos 2.8.3, 2.8.4 e 2.8.5 (valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração, respectivamente), apresenta-se no Capítulo 3 (Sistemas de tratamento: enquadramento, justificação, descrição e dimensionamento) o estado de arte relativo a esta matéria.

2.8.2 Classificação, eficiência e características

Os sistemas de tratamento habitualmente implementados são os sistemas secos ou os sistemas húmidos. Os sistemas secos podem ser com coberto vegetal, por infiltração/filtração em bacias de infiltração, pavimentos porosos e pavimentos reservatório. Os sistemas húmidos são por retenção e detenção em lagoas ou bacias, ou por aplicação em zonas húmidas. No caso das bacias de retenção/tratamento, estas são dimensionadas de forma a receberem as águas de escorrência dessas infra-estruturas, armazenando-as durante um determinado período de tempo, para que ocorra uma redução da concentração dos poluentes afluentes à bacia, antes da água ser encaminhada para o seu destino final, geralmente uma linha de água.

TAYLOR e BARRETT (2004), da Universidade do Texas, reportam dados relativos a um programa do CALTRANS (*California Department of Transportation*) com o objectivo de reabilitar sistemas designados de *Best Management Practices* (BMP) - Melhores Estratégias de Gestão (MEG). Neste programa foram avaliados 37 sistemas de tratamento, correspondentes a nove (9) tipos de tecnologias. A avaliação final dos diferentes sistemas de tratamento atribuiu uma classificação aos mesmos numa escala de A (mais alta) a D (mais baixa) utilizando também os sinais “+” e “-“:

- Valas relvadas (*grassy ditches*);
- Bacias de detenção (*Extended detention basin*);
- Bacias de infiltração (*Infiltration basin*);
- Meios filtrantes (*Media filter*);
- Bacias húmidas (*Wet basin*);
- Tratamento em série por multi-compartimentos - MCTT (*Multi-Chambered Treatment Train*);
- Canais de entrada e passagem de água (*Drain inlet inserts*);
- Separadores óleo/água (*Oil/water separator*);
- Separadores flexíveis em contínuo - CDS (*Continuos Deflective Separators*).

De acordo com o estudo de TAYLOR e BARRETT (2004), as tipologias de tratamento consideradas adequadas à realidade portuguesa são exactamente as três melhores estratégias de gestão – valas relvadas, bacias de detenção e estruturas de infiltração. As MEG que ocupam o quarto lugar em diante são apresentadas no Anexo II.

O conceito de MEG impõe a necessidade de um equilíbrio correcto entre um projecto com os custos razoáveis, quer de construção quer de manutenção e a capacidade de reduzir a poluição para um nível aceitável tendo como objectivo a protecção do meio receptor.

No Quadro 2.18 descrevem-se sete (7) dos nove (9) sistemas e a respectiva classificação.

Quadro 2.18 - Classificação de algumas melhores estratégias de gestão
(fonte: TAYLOR e BARRETT, 2004)

Melhor estratégia de gestão	Classificação	Descrição
Valas ou faixas relvadas	A+	Relativamente baratas, eficácia idêntica para vários constituintes, não requer manutenção especializada.
Bacias de detenção	A-	Custos moderados, flexibilidade na adaptação ao local, eficácia moderada, manutenção reduzida.
Estruturas de infiltração	B	Custos moderados, eficácia elevada, restrições significativas na escolha do local e potenciais impactes nas águas subterrâneas.
Filtros de areia	B	Custos elevados, muito eficazes, significativos requisitos de carga hidráulica; manutenção moderada.

Melhor estratégia de gestão	Classificação	Descrição
Bacias húmidas	B-	Custo elevado, muito eficazes, escolha do local com restrições, manutenção elevada.
Tratamento em série por multi-compartimentos (MCTT)	C	Requer mais manutenção do que os filtros de areia, águas permanentes
Canais de entrada e passagem de água	D	Custos reduzidos, eficiência reduzida, manutenção oportuna

FHWA (1996a) refere a eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias de tratamento/MEG, de acordo com o Quadro 2.19, apresentando-se no Quadro 2.20 as horas de manutenção média anual para cada tipologia de tratamento, segundo TAYLOR e BARRETT (2004).

Quadro 2.19 - Eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias/melhores estratégias de gestão
(fonte: FHWA, 1996a)

Melhor estratégia de gestão	Eficiência de remoção nominal (%) para os constituintes indicados						
	Sedimentos	P-Total	N-Total	Metais pesados	CQO/CBO	Óleos e gorduras	Bactérias
Valas relvadas	70	30	25	50-90	25	75	*
Bacias de detenção	68–90	42–50	28–40	42-90	42–50	50	*
Bacias de infiltração	75–99	50–70	45–70	50–90	70 -90	75	75-98
Filtros de areia	70–90	50–70	30–50	50–90	50-80/50-80	*	*
Bacias húmidas	90	65	48	*	30	*	*

*Dados insuficientes.

Quadro 2.20 - Manutenção média anual (horas) para cada tipologia de tratamento
(fonte: TAYLOR e BARRETT, 2004)

Tipologia de tratamento	Manutenção média anual (horas)
Bacias húmidas	500
Tratamento em série por multi-compartimentos (MCTT)	220
Valas relvadas	116
Bacias de infiltração	89
Bacias de detenção (incluindo em série)	80
Filtros de areia	49
Canais de entrada e passagem de água	31

A FHWA (1996b) refere que as bacias de detenção, as bacias de infiltração e as valas relvadas colocam requisitos face ao tipo de solos, área requerida e declives locais. Refere ainda que as bacias de detenção devem colocar ao projectista considerações estéticas, hidráulicas, relativamente a efeitos ambientais colaterais (também partilhados pelas bacias de infiltração) e de protecção de ravinas e canais. De acordo com a FHWA (1996b), as valas relvadas requerem a observação da disponibilidade de água e de aspectos estéticos. Em termos particulares, a FHWA não coloca restrições além da área drenada, para o caso das bacias de detenção, indicando que qualquer tipo de solo é compatível com este sistema de tratamento.

BARBER *et al.* (2004) realizaram um estudo sobre a escolha de MEG para o tratamento de águas de escorrência em climas frios, concluindo a eficiência de sistemas vegetados.

JONES (2012) investigou acerca do desenvolvimento e avaliação das melhores estratégias de gestão para o tratamento das águas de escorrência de estradas, associadas a meios com vegetação, retirando a seguintes conclusões:

- A sedimentação é um factor crucial que não pode ser desprezado durante e após a construção do sistema de tratamento. O período de construção deve ser o menor possível para minimizar a possibilidade de eventos chuvosos. Após a fase de construção, deve ser assegurado o controlo de erosão, até ao estabelecimento da vegetação no sistema.
- As condições mais desfavoráveis para o crescimento de vegetação estão associadas a meios como a argila, areia e palha de madeira.
- Todos os meios têm tempos de retenção adequados. Os melhores meios com base em propriedades físicas mostraram ser a borracha com barro lodoso e misturas de barro.
- O melhor meio para o tratamento das águas de escorrência foi a mistura de borracha de areia e o segundo melhor foi a mistura de borracha de barro lodoso. As misturas de borracha e composto de borracha mostraram potenciar a lixiviação, acrescentando poluentes ao efluente.
- O benefício da adição de lascas de borracha como um material alternativo de baixo custo para o meio não era superior à adição de cobre, zinco e chumbo a partir da lixiviação. Além disso, as lascas de borracha não adicionam nenhum benefício físico significativo.
- A camada superior do sistema deve permitir o estabelecimento de plantas e a profundidade deve focar-se na filtração e tratamento dos poluentes das águas de escorrência.

TENNEY *et al.* (1995) desenvolveram um estudo sobre a avaliação de sistemas de filtração (em areia) para o tratamento de águas de escorrência, em Austin – Texas. O sistema de tratamento consiste numa bacia de detenção/decantação e um filtro de areia vertical. O filtro foi construído como parte da parede da bacia, realizada no local com tecido filtrante e gabiões rocha. O aumento do tempo de detenção/retenção na bacia parece ser mais eficiente para a remoção de SST que

aumentar a eficiência do filtro. Por outro lado, verificou-se a ressuspensão de SST na bacia de decantação, aumentando a carga de SST no filtro e resultando na descarga de maior concentração de SST no efluente do filtro e na colmatação do material filtrante. A eficiência de remoção de SST pode ser aumentada e a manutenção requerida reduzida, por meio da colocação de gabiões rocha, defletores ou outro dispositivo que reduza a ressuspensão de sólidos.

Nos subcapítulos seguintes descrevem-se as três melhores estratégias de gestão (Quadro 2.18) – valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração.

2.8.3 Valas relvadas

As valas ou faixas relvadas são classificadas como a melhor estratégia de gestão (classificação A+), de acordo com LEITÃO *et al.* (2005) e TAYLOR e BARRETT (2004), conforme apresentado no subcapítulo 2.8.2 (Quadro 2.18).

Um estudo realizado por BARRETT *et al.* (1998), na Universidade do Texas, Austin, mostra que as águas de escorrência de muitas estradas rodoviárias no Texas e em outras áreas, descarregam para valas vegetadas/relvadas, paralelamente à estrada. Este estudo investigou a capacidade das valas relvadas para o tratamento de águas de escorrência, concluindo que, embora as valas relvadas diferissem em inclinação, tipo de vegetação, tráfego diário e área drenante, as eficiências de remoção eram notavelmente semelhantes e elevadas, comparando com as eficiências observadas nos sistemas estruturais, tais como sistemas de sedimentação/filtração (superior a 85 % de remoção de sólidos em suspensão).

As valas relvadas são canais com vegetação, baixos, que encaminham as águas de escorrência para o meio receptor, sendo os poluentes removidos por adsorção através das espécies herbáceas propostas (tipos de relva) e infiltração no solo.

As valas relvadas apresentam várias vantagens. Uma vez que são inseridas no acompanhamento dos taludes ou margens da própria via, acabam por ser menos exigentes em questões de espaço. Outra vantagem é não haver necessidade, como no caso das bacias, de alterar o projecto de drenagem de forma a fazer convergir uma extensão determinada da drenagem da estrada para determinado ponto único (entrada da bacia) uma vez que é simples construir-se várias valas relvadas. Uma questão importante é o revestimento vegetal, que a não existir ou encontrando-se mal cuidado, poderá acarretar problemas de erosão e até um maior aporte de sólidos para o meio envolvente. De alguma maneira as valas necessitam de uma maior manutenção e de um acompanhamento atento nos primeiros anos do seu funcionamento.

De acordo com SCHUELER (1992), citado pelo CALTRANS (1998), a adequação dum vale a determinado local irá depender do uso do solo, dimensão da área servida, tipo de solo, coeficiente de permeabilidade da bacia drenante e dimensão e declive do sistema de valas. É importante tirar partido das zonas baixas topográficas. As valetas de drenagem da estrada devem ser encaradas também como potenciais locais para instalação de valas relvadas.

Naturalmente, as características da drenagem transversal da estrada constituem importantes condicionantes; por exemplo, a introdução de valas complica-se se o traçado tem muitas passagens hidráulicas. A existência de caminhos paralelos também é um factor limitante.

A Figura 2.8, extraída de FHWA (1996a), apresenta um desenho esquemático de uma vala relvada, e a Figura 2.9 ilustra valas relvadas extraídas do documento digital de TAYLOR e BARRETT (2004), que permitem entender melhor o conceito.

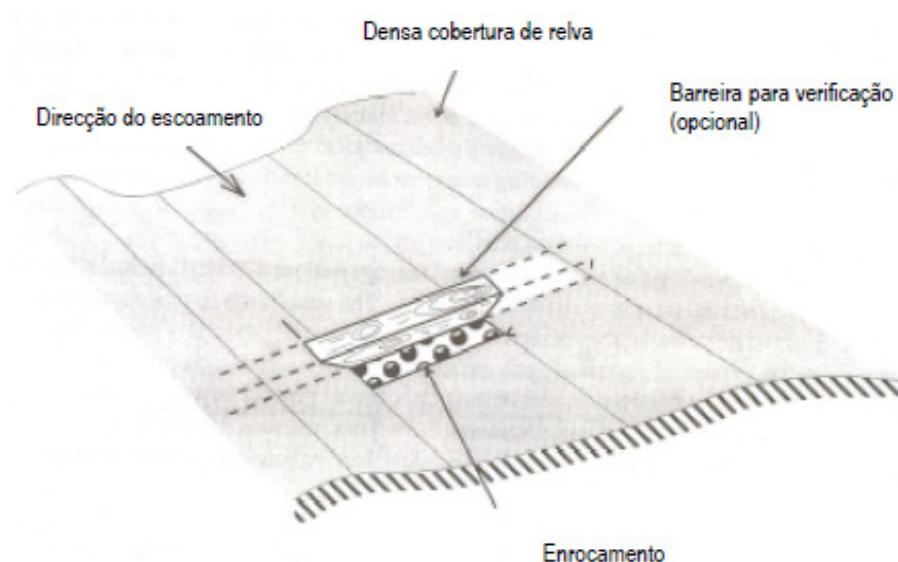


Figura 2.8 - Vala relvada (adaptado de FHWA, 1996b)



Figura 2.9 - Aspecto de valas relvadas (fonte: TAYLOR e BARRETT, 2004)

A topografia local pode determinar a necessidade de estruturas de controlo da velocidade do escoamento. Inclinações elevadas aumentam a velocidade do escoamento e, conseqüentemente, reduzem o tempo de detenção e a possibilidade de haver infiltração. Por isso podem requerer estruturas para dissipação de energia e verificação do gradiente. Declives maiores podem ser geridos através do uso de uma série de barreiras de controlo, para nivelar a vala e reduzir o declive a níveis aceitáveis. Note-se que a utilização destas barreiras de controlo também é um factor que promove a infiltração (Figura 2.12), (CALTRANS, 1998).

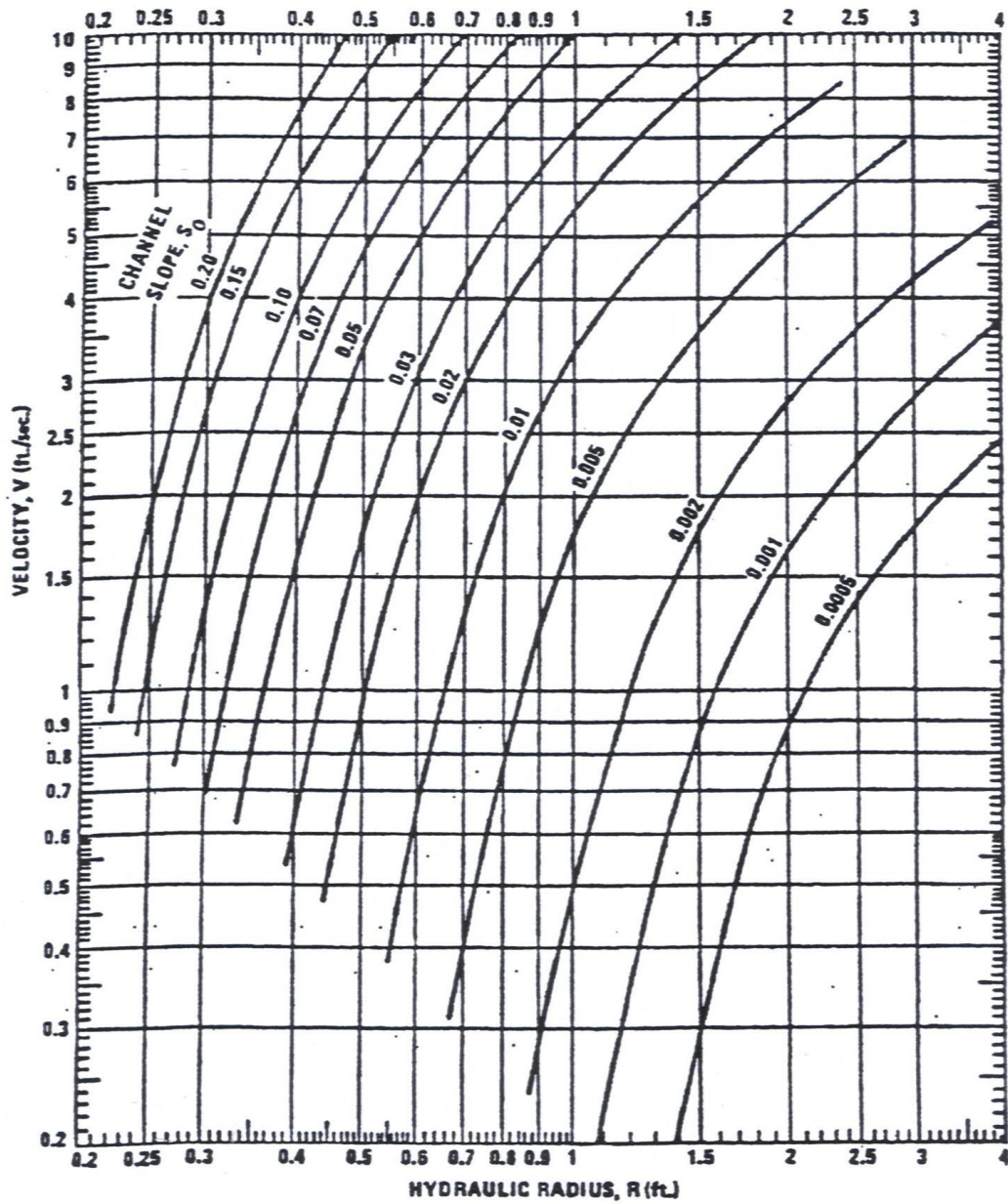
Recomendam-se os seguintes passos no sentido de projectar uma vala relvada com um funcionamento hidráulico eficaz (adaptado de FHWA, 1996b):

1. Determinar o caudal de ponta à entrada do sistema (com base no projecto de drenagem da estrada e em eventos associados a períodos de retorno de 5-10 anos);
2. Determinar o declive do sistema (a partir da topografia do local);
3. Seleccionar um tipo de cobertura vegetal adequada. Recomenda-se uma espécie de fácil implantação, que subsista à estação seca sem necessidade de rega; com uma boa cobertura em área e com uma estrutura firme, que não ceda à pressão do escoamento;
4. Determinar uma altura de escoamento máxima (em função da cobertura vegetal e declive);
5. Estabelecer uma configuração para a vala: comprimento, largura e perfil transversal (recomenda-se a trapezoidal, mais simples de projectar, construir e manter);
6. Calcular a velocidade de escoamento na vala (Quadro 2.21);
7. Determinar se o caudal de projecto é inferior (estável) ou superior (instável) ao caudal máximo admissível;
8. Caso se verifique instabilidade, reduzir a altura de escoamento aumentando a largura da base da vala ou utilizando taludes laterais com inclinações mais suaves. Pode-se alterar estes dois aspectos. Não esquecer que a redução da altura de escoamento potencia a remoção de poluentes e deve ser favorecida;
9. Averiguar se são necessárias medidas preventivas da erosão durante o período de estabilização da cobertura relvada.

O Quadro 2.21 contém um resumo das indicações mais importantes na concepção de uma vala relvada (critérios para uma óptima eficiência de tratamento em valas relvadas). Os valores indicados constituem directrizes; por exemplo, o facto de se indicar um valor de 61 m como um comprimento óptimo para uma vala não significa que um comprimento superior não deva ser considerado, sempre que possível, como forma de incrementar a eficiência de tratamento. Aliás, no caso da largura da vala, indica-se como valor óptimo 2.4 m, observando-se que se pode aumentar para 4.8 m, para contrabalançar uma extensão reduzida, podendo visualizar-se um corte num desenho tipo na Figura 2.12.

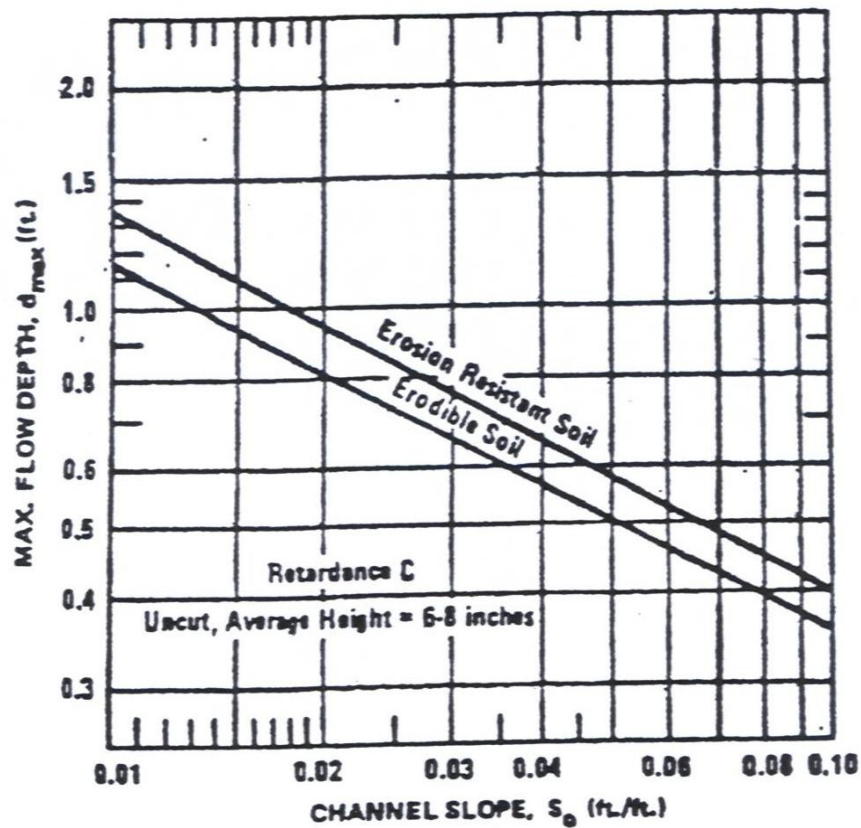
Quadro 2.21 - Critérios para uma óptima eficiência de tratamento em valas relvadas (adaptado de CALTRANS, 1998; FHWA, 1996a e 1996b; SETRA, 1997)

Parâmetro	Critério óptimo	Critério mínimo
Áreas drenantes servidas	Pequenas: < 4 ha; Declive: < 5 %	
Nível freático subjacente	Nível mais alto < 0.3 a 0.6 m	
Construções na envolvente	Localizadas a uma distância ≥ 3 m do local de tratamento	
Características do solo	Taxa de infiltração ≥ 0.4 cm/h. Classes de textura: solos arenosos, areia argilosa e siltes argiloso. Um solo muito argiloso não suporta vegetação adequada e promove o encharcamento, devendo ser evitado. Colocar 5 cm de composto orgânico sobre 15 cm de solo local, antes de plantar a relva, potencia a fixação de metais pesados.	
Tipo de solo	Erosionável/Intermédio/Não erosionável	
Vegetação	Recomenda-se uma espécie de fácil implantação, que subsista à estação seca sem necessidade de rega; com uma boa cobertura em área e com uma estrutura firme, que não ceda à pressão do escoamento. É desejável que não necessite de ser aparada (frequentemente)	
Espécie de relva	São definidas as classes A, B, C, D e E em FHWA (1996b), a partir de uma listagem de tipos de relva. A espécie de relva tipo C é uma espécie com estrutura suficiente para se manter em pé, mesmo com a passagem de água e altura entre os 15 e os 20 cm)	
Retardamento (C)	Este factor relaciona-se com o tipo de relva seleccionado e as suas características de cobertura	
Tempo de residência hidráulica	9 min	≥ 5 min
Velocidade máxima do escoamento	1.2 m/s (T = 25 anos)	-
Velocidade (V)	Obtida a partir da Figura 2.10 (V, ft/s)	
Largura da vala/Largura da base (B)	2.4 m até 4.8 m quando se pretende contrabalançar extensões reduzidas. $B_{m\acute{a}x.} = 4.8 \text{ m} + \text{largura da berma}$	0.6 m
Comprimento da vala (L)	61 m (valor de referência)	30 m
Inclinação da vala (S)	$\approx 2 - 6 \%$	$\approx 1 \%$
Declive dos taludes laterais (horizontal:vertical) (Z)	4:1	2:1
Berma divisória para larguras	> 3 m	
Nível de água de dimensionamento do projecto (Y)	Y = 10 cm (máximo) Y = 5 cm (áreas relvadas frequentemente)	
Altura máxima do escoamento ($D_{m\acute{a}x}$)	Obtida a partir da Figura 2.11 ($D_{m\acute{a}x}$, ft)	



Nota: Para converter ft em cm, multiplicar por 2.5.

Figura 2.10 – Velocidades de escoamento para canais revestidos com uma vegetação com coeficiente de retardamento C (fonte: FHWA, 1996b)



Nota: C = Grass-legume mixtures; Summer-Orchard grass; Redtop.

Figura 2.11 – Máxima altura de escoamento admissível ($D_{máx}$) para canais revestidos com misturas de relva, com boa capacidade de sustentação, não aparadas (fonte: FHWA, 1996b)

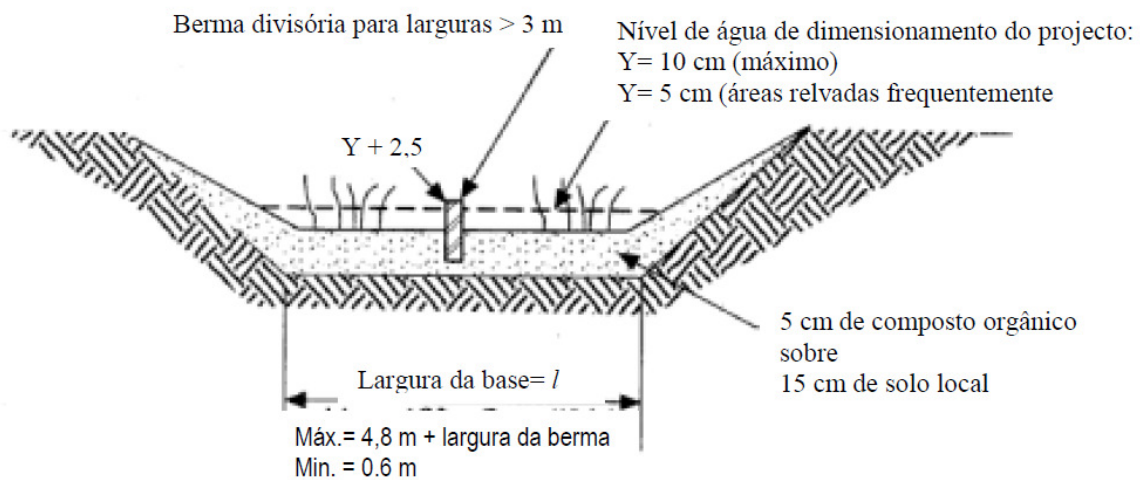


Figura 2.12 - Desenho esquemático de uma vala típica (fonte: CALTRANS, 1998)

O Quadro 2.22 exemplifica uma folha de trabalho para avaliar a estabilidade hidráulica de uma vala trapezoidal.

Quadro 2.22 - Exemplo de folha de trabalho para avaliar a estabilidade hidráulica de uma vala trapezoidal (adaptado de FHWA, 1996b)

Dados de projecto	
Caudal de projecto	Q (ft ³ /s)
Declive longitudinal da vala	S (ft/ft)
Comprimento da vala	L (ft)
Largura da base (tentativa e erro)	B (ft)
Inclinação dos taludes laterais (horizontal/vertical)	Z
Espécie de relva	Tipo C ^(a) (espécie com estrutura suficiente para se manter em pé, mesmo com a passagem de água e altura entre os 15 e os 20 cm)
Tipo de solo (seleccionar um)	Erosionável/ Intermédio/ Não erosionável
Cálculos a efectuar para determinar a estabilidade:	
Retardamento ^(a)	C (consultar FHWA, 1996b)
Altura máxima do escoamento	Obter a partir da Fig. 2.11
Área de escoamento:	A (ft ²)
Perímetro molhado:	P _m (ft)
Raio hidráulico: R = A/P	R (ft)
Velocidade	Obter a partir da Fig. 2.10
Caudal máximo: Q _{max} = A×V	Q _{max} (ft ³ /s)
Se Q _{max} > Q a vala é estável. Caso contrário, aumentar a largura da base, reduzir a inclinação ou aumentar o gradiente dos taludes laterais. Estas medidas têm por objectivo aumentar a área de escoamento ou reduzir a velocidade	

Nota: Para converter ft em cm, multiplicar por 2.5; ft² em m², multiplicar por 0.093; ft³ em m³, multiplicar por 0.028.

Os principais aspectos de manutenção de uma vala relvada são manter a constância da sua cobertura vegetal, eventualmente com cortes periódicos da mesma. Há que assegurar que não há locais da vala onde ocorram fenómenos de erosão, quer devido ao enfraquecimento da cobertura vegetal quer provocado pelo comportamento hidráulico do escoamento. As valas relvadas, mais do que nos outros tipos de sistemas, devem ter análises periódicas e sazonais. Devem ser arquivados registos fotográficos das mesmas. O facto da vegetação secar no período de Verão não representa uma dificuldade, desde que a cobertura herbácea tenha capacidade de regeneração suficiente para se renovar quando começarem as primeiras chuvas.

2.8.4 Bacias de detenção

As bacias de detenção (retenção) são classificadas como a segunda melhor estratégia de gestão (classificação A-), de acordo com LEITÃO *et al.* (2005) e TAYLOR e BARRETT (2004), conforme apresentado no subcapítulo 2.8.2 (Quadro 2.18).

As bacia de detenção (retenção) são estruturas escavadas que armazenam temporariamente um volume de água, resultante de um acontecimento pluviométrico. A saída da água deve ser controlada através de estruturas de descarga de forma a restringi-la. Quanto maior o período de tempo de retenção, maior a eficiência de tratamento. A FHWA (1990) refere que a remoção de partículas atinge 90 % após 24h de retenção; outra publicação da FHWA (1996a) indica que 24h de retenção podem ser suficientes para se atingir 75 % de redução de SST. Outros dados referem que 48 horas permitem a remoção de 90 % dos SST e Pb e 50 % de Zn, Cu e CQO.

A descarga para o exterior da bacia pode ocorrer através de diferentes processos: descargas de superfície; colectores com ou sem controlo de saída (por exemplo, perfurações); evaporação, transpiração ou infiltração no solo.

Usualmente, a bacia de detenção (retenção) é concebida para funcionar simultaneamente como bacia/lagoa de decantação/sedimentação, destinando-se a homogeneizar o caudal disponível para ser tratado, limitar o tratamento à fracção de escorrência mais poluída e, por outro lado, proceder ao tratamento prévio da água, por sedimentação simples (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001). A implantação da bacia de detenção/decantação a montante da bacia de infiltração (pré-tratamento) aumenta a eficácia do sistema e contribui para facilitar a manutenção.

Um dos primeiros passos a implementar é o dimensionamento do volume na medida em que com este dado é mais fácil decidir qual será a forma da bacia. Devem utilizar-se um mínimo de 6 a 10 anos de séries de precipitação, com registos correspondentes a intervalos iguais ou inferiores a uma hora, caso se queira efectuar cálculos rigorosos para cada lugar. Dever-se-á proceder a uma avaliação estatística da precipitação, determinando as precipitações médias de ocorrência frequente (com períodos de retorno de 6 meses ou 1 ano). Outro cálculo importante é a duração média dos períodos secos entre os eventos. Este último dado é da maior relevância porque as bacias de detenção efectuem um nível de tratamento que é proporcional ao tempo de retenção, sendo aconselhável cerca de 48 a 72h de retenção para se atingir um nível máximo de tratamento.

O procedimento sugerido compreende os seguintes passos:

- i. V_{m1} : Calcular o volume resultante de uma chuvada de 15 mm.
Determinar as áreas drenadas diferenciando-as de acordo com o tipo de cobertura (por exemplo, áreas pavimentadas da estrada; áreas com coberto vegetal dos taludes e áreas

agrícolas ou florestais da envolvente); determinar o coeficiente de escoamento associado a cada área; multiplicar as áreas (em m^2) afectadas pelos respectivos coeficientes de escoamento, obtendo assim a área efectiva (área que produz escoamento). Multiplicar a área efectiva (m^2) pelo valor da precipitação: 15 l/m^2 . Assim se obtém um volume, em litros, que pode ser convertido para m^3 .

- ii. V_{m2} : Calcular o volume correspondente à precipitação de duração igual ao período de concentração da bacia hidrográfica em causa, para um período de retorno de dois anos, usando as tabelas de BRANDÃO *et al.* (2001), do posto geograficamente mais próximo. Obtém-se uma intensidade de precipitação, em mm/h, que deve ser convertida em volume de precipitação multiplicando pelo tempo de duração da chuvada considerada. O procedimento de cálculo do volume associado é idêntico ao anterior.
- iii. V_{max} : Calcular um volume correspondente a 25 m^3 por cada $1\ 000 \text{ m}^2$ de área efectiva drenada.

Para dimensionar a bacia de detenção deve-se considerar como volume mínimo o maior dos volumes calculados em i e ii:

$$\text{Volume mínimo} = V_{\min} = \text{Maior} \{V_{m1}, V_{m2}\}$$

O volume máximo (V_{max}) corresponde ao volume calculado em iii. Assim, o volume da bacia (V_{bacia}) deverá encontrar-se dentro do seguinte intervalo:

$$V_{\min} < V_{bacia} \leq V_{max}$$

A decisão sobre que volume adoptar, naquele intervalo, deverá ser ponderada em função da sensibilidade da zona a proteger, das exigências de tratamento preconizadas, da disponibilidade de espaço no local de implantação.

Suponha-se que se quer tratar uma área de estrada de $1\ 000 \text{ m}^2$ cuja drenagem é conjunta com a de 200 m^2 de taludes, localizada nos arredores de Viana do Castelo. O tempo de concentração estimado é de 30 minutos. Considerando os coeficientes de escoamento de 0.95 e de 0.25, respectivamente para o pavimento e para os taludes, obtém-se uma área efectiva total de $1\ 000 \text{ m}^2$, resultando para cada um dos métodos o seguinte volume:

- i. $V_{m1} = 15 \text{ m}^3$;
- ii. $V_{m2} = 17 \text{ m}^3$;
- iii. $V_{max} = 25 \text{ m}^3$

Assim:

$$17 \text{ m}^3 < V_{bacia} \leq 25 \text{ m}^3$$

Supondo que se está numa zona de elevada sensibilidade e se quer garantir um elevado nível de tratamento, então escolhe-se o volume de 25 m^3 .

A Figura 2.13 é uma representação esquemática de uma bacia de detenção.

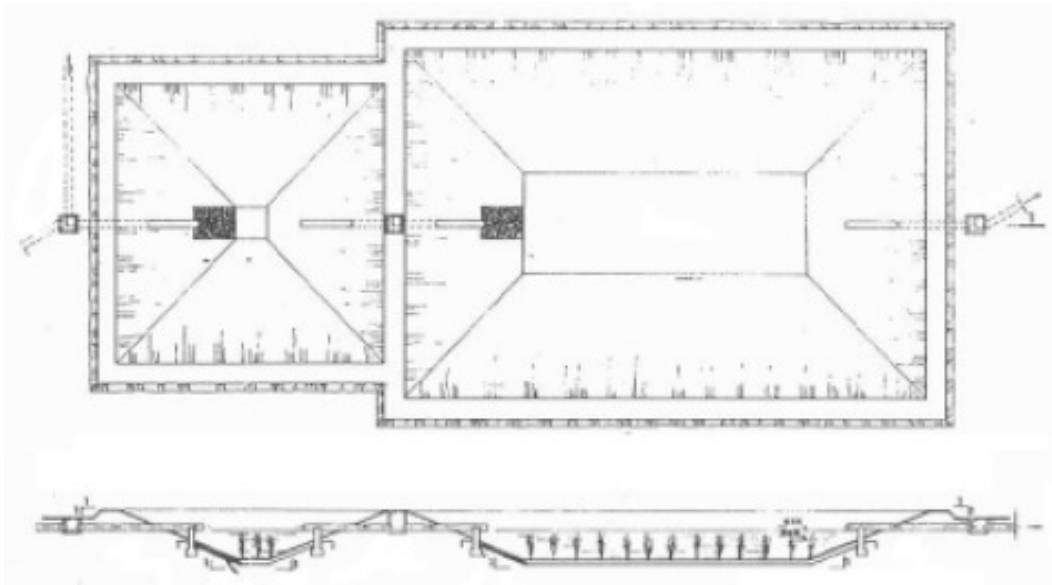


Figura 2.13 - Representação esquemática de uma bacia de detenção
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Precedendo a bacia de detenção deve instalar-se uma bacia de decantação e redução da energia cinética com uma capacidade equivalente a cerca de 10-15 % do volume da bacia de detenção. No caso do exemplo anterior, ter-se-ia uma bacia de decantação ou pré-tratamento com cerca de 2.5-3.75 m³. Esta bacia funciona como um órgão de pré-tratamento, acumulando as partículas de maior dimensão.

De seguida apresentam-se os princípios de concepção e projecto para bacias de detenção (adaptações de BARBOSA, 1999; FHWA, 1996a e HVITVED-JACOBSEN *et al.*, 1994):

- A relação comprimento largura deverá ser de 4:1 ou superior, a forma alongada não significa que seja rectangular, pode ser curvilínea e não simétrica. Notar que é mais exaustivo calcular os volumes afectos a áreas irregulares.
- Os taludes laterais das bacias devem ter uma inclinação mínima de 3:1. Em casos excepcionais e em áreas vedadas (segurança de pessoas e animais) pode-se admitir uma inclinação de 2:1. Quanto maior o declive, maior é a instabilidade. Pode construir-se uma rampa com inclinação adequada à circulação de máquinas para limpeza do fundo da bacia.
- A bacia pode ser escavada abaixo do nível do solo ou construída a partir de aterros, desde que haja carga hidráulica para tal.
- A altura máxima de água no interior da bacia deve ser entre 1.0 e 1.5 m. Em casos excepcionais (por exemplo, falta de espaço) poder-se-á preconizar uma altura de água de 2.0 m. A altura máxima de água preconiza a manutenção de condições aeróbias na massa de água.

- A forma da bacia de tratamento deve ser modelada privilegiando uma expansão gradual a partir da entrada e uma contracção progressiva na direcção da saída. Esta configuração limita a possibilidade de curto-circuito.
- A área superficial da bacia é determinada a partir dos dados anteriores: declives dos taludes, configuração da bacia e altura máxima de água.
- A entrada de água deve proporcionar redução da energia cinética. Deverão ser tomadas precauções de forma a controlar a erosão e promover a dissipação de energia, por exemplo, através de enrocamento.
- Os taludes de construção devem ser adequadamente compactados, podendo haver necessidade de remover os solos locais e substituí-los. De acordo com a FHWA (1996a), solos que sejam usados para efeitos de barragem devem ser compactados pelo menos até 95% da sua densidade máxima.
- Para a descarga de água para o exterior propõe-se duas hipóteses:
 - a) Introdução de um descarregador na bacia de decantação o qual entra em funcionamento no momento em que a bacia de tratamento se encontrar repleta de água. Ou seja, existe um funcionamento de *by-pass*, que assegura que os primeiros volumes de água são sempre tratados. A Figura 2.14 representa esta situação. Este tipo de descarregador foi concebido após estudos específicos destinados a maximizar o controlo da poluição em sistemas de tratamento.
 - b) Colocação de um descarregador de superfície na bacia de tratamento, para descarga no exterior, no extremo mais distante possível do colector de entrada na bacia.

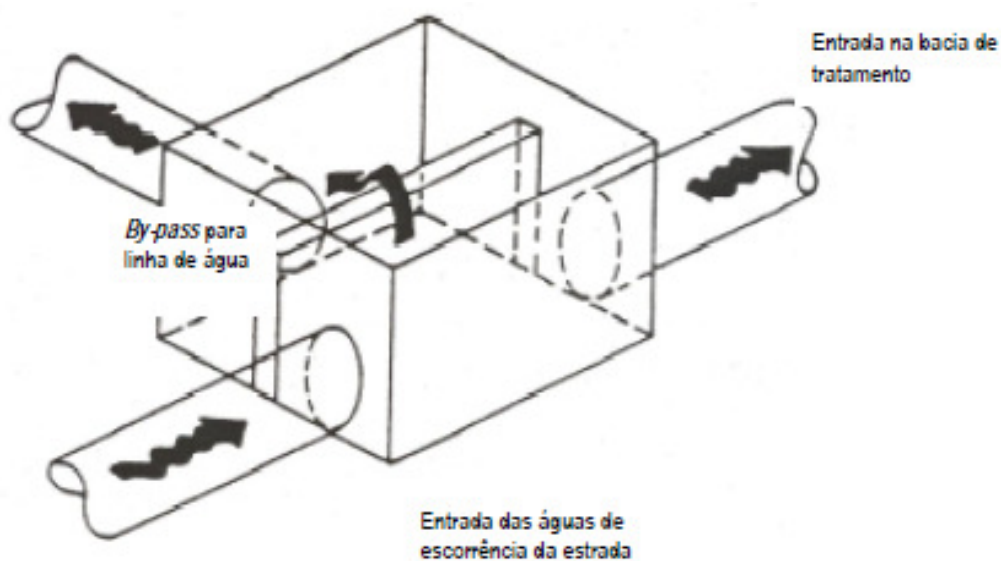


Figura 2.14 - Representação esquemática do descarregador que funciona como um *by-pass* na bacia de decantação (adaptado de FHWA, 1996b)

- Pode ser necessário controlar a erosão no ponto de descarga da bacia para o exterior.
- A vegetação no fundo das bacias e nos taludes proporciona um controlo da erosão, funciona como um retentor de sedimentos e ainda proporciona meios de remoção dos poluentes dissolvidos. Pode-se preconizar desde logo a plantação de uma espécie vegetal adequada, não esquecendo a existência de uma estação seca prolongada em Portugal. Esta plantação deverá ser feita na altura adequada, caso contrário poderá correr risco de morrer. Se não se recorrer à plantação, inevitavelmente acabarão por se instalar no leito da bacia as espécies locais que melhor se adaptam às condições existentes na mesma.
- Não devem ser esquecidos no projecto caminhos de acesso para veículos e pessoas, para assegurar a manutenção e monitorização (Figura 2.15). A vedação pode ser necessária, dependendo das zonas, como medida de segurança tanto para pessoas e animais como para assegurar que a bacia funciona de acordo com as suas funções.



Figura 2.15 - Exemplo de uma rampa de acesso ao interior de uma bacia, para manutenção (fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Muitas directrizes de projecto para bacias de detenção contêm requisitos mínimos para a relação comprimento:largura. Uma das conclusões do programa do CALTRANS (1998) é que há uma relação entre a redução da concentração de SST em função da relação comprimento:largura da bacia. O gráfico seguinte demonstra esta conclusão (Figura 2.16).

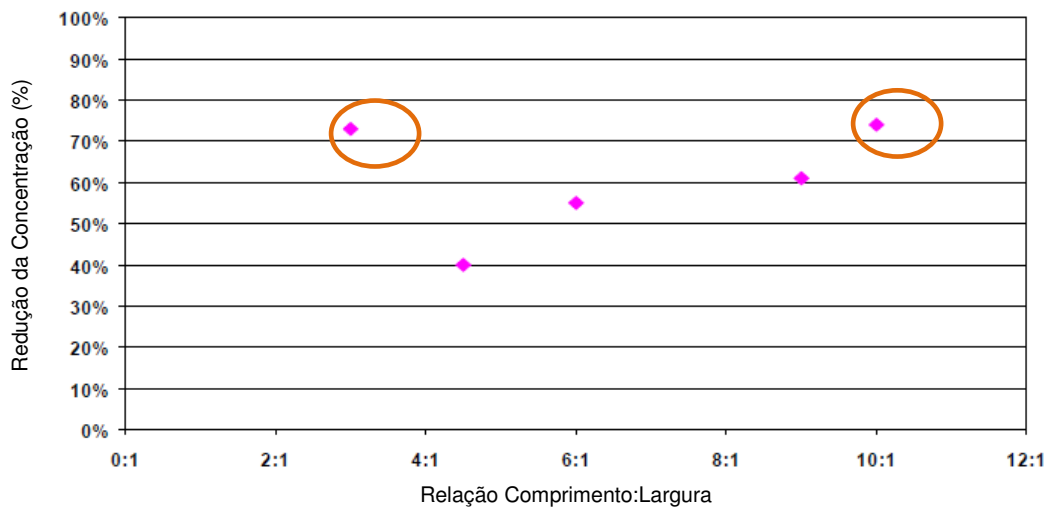


Figura 2.16 - Redução da concentração de SST em função da relação comprimento:largura (fonte: TAYLOR e BARRETT, 2004)

Pela análise do gráfico, verifica-se que a bacia com a menor relação comprimento:largura (3:1) remove a mesma concentração de SST que a bacia com a maior relação (10:1).

No que respeita à manutenção, a bacia de decantação deverá ser periodicamente limpa dos sólidos acumulados. Sugere-se uma periodicidade de 2 em 2 anos no caso em que as bacias drenantes sejam pavimentadas em menos de 85 % da sua área e uma periodicidade de 5 em 5 anos para as restantes situações. Estes valores são indicativos e devem ser reavaliados com prática, caso a caso. Relativamente ao compartimento maior, os dados da prática internacional reportam uma periodicidade de limpeza cada 15 ou 20 anos. Evidentemente, este aspecto encontra-se relacionado com a ocupação da bacia drenante e tipos de solos presentes na envolvente à estrada, pelo que também devem ser aferidos para cada caso e por inspeção visual da bacia.

Os resíduos ou lamas deste compartimento, onde se efectua a maior deposição dos poluentes, devem ser analisados para detecção do seu eventual carácter tóxico, antes de se proceder à sua deposição em local controlado – por exemplo, aterros sanitários. Dados de França e dos EUA reportam que as lamas deste tipo analisadas naqueles países nunca foram classificadas como tóxicas ou perigosas.

MATIAS (2006) desenvolveu um estudo que permite a sistematização de diferentes metodologias de dimensionamento hidrológico e hidráulico, bem como fornecer ao projectista elementos que lhe permitam identificar os aspectos de natureza hidrológica e hidráulica mais relevantes na concepção e dimensionamento de bacias de retenção.

WIUM-ANDERSEN (2012) investigou acerca dos impactes potenciais das águas de escorrência no meio receptor, a eficiência das bacias de detenção e a combinação com tratamento terciário. O projecto de monitorização baseou-se em três bacias de detenção, cada uma localizada em cidades distintas na Dinamarca: Aarhus, Silkeborg e Odense. As elevadas concentrações de metais pesados (Cu, Zn e Pb) fizeram-no equacionar tecnologias adicionais de tratamento, as quais consistiram na adopção de um sistema de filtração por areia, seguido da adição de alumínio à água de escorrência. O efluente monitorizado evidenciou um decréscimo significativo dos poluentes.

2.8.5 Bacias de infiltração

As bacias de infiltração (estruturas de infiltração) são classificadas como a terceira melhor estratégia de gestão (classificação B), de acordo com LEITÃO *et al.* (2005) e TAYLOR e BARRETT (2004), conforme apresentado no subcapítulo 2.8.2 (Quadro 2.18).

As bacias de infiltração são uma solução que apresenta diversas vantagens, sendo no entanto, uma das opções que requer uma análise mais cuidada da envolvente, das características do solo e da hidrogeologia, de forma a não se colocarem riscos de nenhum tipo. Desta forma, antes de se projectar a bacia é necessário recolher amostras de solo do local onde esta se irá implantar e fazer as seguintes determinações: pH, capacidade de troca catiónica (CTC), peso específico (ρ), porosidade (f) e condutividade hidráulica (K_{sat}). Deverá ainda determinar-se o nível freático máximo no local.

BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN (2001), referem que o solo desempenha um papel de grande relevo na remoção efectiva de poluentes e na protecção da qualidade da água subterrânea. Consideram-se como ideais para a remoção de poluentes em bacias de infiltração, solos que possuam uma elevada capacidade de adsorção/absorção e grande resistência à desadsorção a baixo pH, aliadas a uma elevada eficiência e estabilidade hidráulicas.

Para as bacias de infiltração sugere-se a tipologia e procedimentos de dimensionamento baseados em BARBOSA (1999) e BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN (2001).

Dimensionamento e volume da bacia: O primeiro requisito para projectar uma bacia é definir o volume de uma chuvada de dimensionamento adequada, R_d . Este valor pode ser estimado a partir dos registos de precipitação locais, sendo a utilização de chuvadas médias uma estratégia útil. Sugerem-se as seguintes alternativas para estimar R_d :

- a) utilizar o valor de 15 mm (como representativo do efeito do primeiro fluxo) associado ao tempo de concentração da bacia hidrográfica;
- b) utilizar o volume correspondente à precipitação de duração igual ao período de concentração da bacia hidrográfica, para um período de retorno de dois anos, usando as tabelas de BRANDÃO *et al.* (2001), do posto geograficamente mais próximo. Obtém-se uma intensidade

de precipitação, em mm/h, que deve ser convertida em volume de precipitação multiplicando pelo tempo de duração da chuvada considerada (em h).

De acordo com BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN (2001), o volume efectivo do sistema é a sua capacidade adicionada do volume que é disponibilizado pela infiltração durante a chuvada, pelo que é calculado através da seguinte fórmula:

$$V_{\text{eff}} = R_d + A_p/A_{\text{eff}} K_{\text{sat}} t_d$$

Onde:

V_{eff} = Volume efectivo da bacia de infiltração (mm)

R_d = Chuvada de dimensionamento (mm)

A_p = Área da bacia de infiltração (m²)

A_{eff} = Área efectiva da bacia de drenagem (m²)

K_{sat} = Condutividade hidráulica do solo em condições saturadas (mm/h)

t_d = Duração da chuvada de dimensionamento=tempo de concentração da bacia hidrográfica (h)

Considere-se para A_p um valor entre 1 e 3 % da área total drenada. Caso se analisem séries de precipitação, os valores de R_d e t_d serão resultantes dessa análise; caso contrário utiliza-se a abordagem sugerida.

Altura máxima de água: de forma a manterem-se condições aeróbias, será aconselhável que o nível máximo de água na bacia se situe entre 1.0-1.5 m, eventualmente chegando aos 2.0 m. BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN (2001) sugerem uma altura de água mínima igual a 0.5 m.

Geralmente, o movimento de água nos poros do solo é mais rápido que o movimento de metais, devido à adsorção/absorção destes pelo solo.

A espessura de solo necessária para a remoção de poluentes, para o horizonte temporal escolhido no projecto, deve ser calculada utilizando as seis equações que se apresentam em seguida (BARBOSA, 1999, BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN, 2001). Os cálculos baseiam-se nalgumas características do solo que deverão ser estimadas com base em análises do solo local: pH, capacidade de troca cationica (CTC), peso específico (ρ), porosidade (f) e condutividade hidráulica (K_{sat}). É ainda necessário conhecer-se o gradiente hidráulico (i) e fazer uma estimativa do período de tempo durante o qual a bacia infiltra as águas captadas ao longo dum ano (t):

(i) Cálculo do coeficiente de distribuição (K_d , l/kg) para o Zn, com base no pH e CTC (meq./100g) do solo:

Para solos com $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.6 - 7.3:

$$\log K_{d(\text{Zn})} = 0.89\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} - 3.16 \quad (1)$$

Nota: Não esquecer a elevada heterogeneidade espacial do solo e considerar este factor na escolha do número de amostras a retirar. Efectuar amostragens a várias profundidades e analisar individualmente ou misturar para obter uma média.

Para solos com $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.4 - 7.9:

$$\log K_{d(\text{Zn})} = 0.56 (\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} - 0.57) + 0.68 \log(\text{CTC}) - 1.50 \quad (2)$$

(ii) Cálculo do factor de retardamento (R_f , -) para o Zn, usando K_d , ρ (g/cm^3) e f (cm^3/cm^3):

$$R_f = 1 + K_d (\rho/f) \quad (3)$$

(iii) Cálculo da velocidade do escoamento da água (V_w , m/h) usando K_{sat} (m/h), i (-) e f (cm^3/cm^3):

$$V_w = K_{\text{sat}} i / f \quad (K_{\text{sat}} i = \text{Velocidade de Darcy}) \quad (4)$$

(iv) Cálculo da velocidade de movimento do Zn (V_{Zn} , m/h) no solo, usando V_w (m/h) e R_f :

$$V_{\text{Zn}} = V_w / R_f \quad (5)$$

(v) Cálculo do movimento de Zn num horizonte anual (L , cm/ano), usando V_{Zn} (m/h) e o período de tempo em que a bacia infiltra as águas pluviais (t , h/ano):

$$L = V_{\text{Zn}} t \cdot 100 \quad (6)$$

Vegetação no fundo da bacia: esta desempenha um papel importante na manutenção do comportamento hidráulico, sendo ainda útil para reter os sedimentos acumulados e prevenir a sua ressuspensão (FHWA, 1996a). Secundariamente, pode assimilar contaminantes dissolvidos e contribuir para reduzir os impactes visuais do sistema. A vegetação escolhida deverá ser capaz de sobreviver a uma estação seca e quente. Recomenda-se a colocação de uma camada superficial de solo com um mínimo de 15-20 cm, sobre a espessura de solo necessária ao tratamento (L multiplicado pelo número de anos de exploração do projecto).

Layout e localização: Para um mesmo volume, diferentes configurações podem ser escolhidas para a bacia. Incluir um primeiro tanque de decantação (pré-tratamento) aumenta a eficácia do sistema e contribui para facilitar a manutenção. Recomenda-se para esta bacia uma capacidade hidráulica superficial correspondendo a $20 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{efectivo}}$. O *by-pass*, nesta bacia de sedimentação, das águas que excedam a capacidade da bacia de infiltração permitirá o tratamento do volume inicial das chuvadas superiores ao volume de dimensionamento.

A Figura 2.17 mostra, como exemplo, um possível *layout* para uma bacia de infiltração e o Quadro 2.23 indica directrizes gerais, incluindo factores de selecção do local. Notar que a descarga para o exterior a partir dum colector *by-pass* pode ser substituída por um descarregador de superfície, conforme indicado na Figura 2.14.

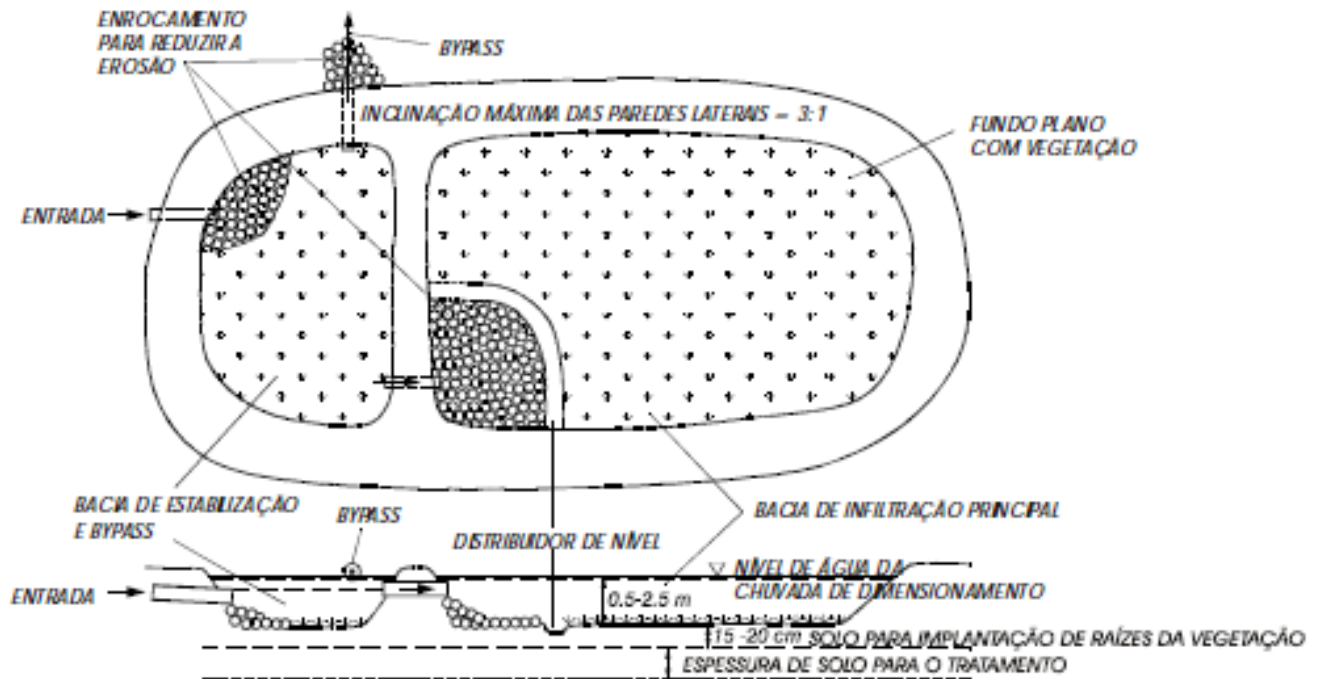


Figura 2.17 - Exemplo de um layout para uma bacia de infiltração, com um *by-pass* localizado no compartimento de sedimentação
(fonte: BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN, 2001, e adaptado de FHWA, 1996b)

Quadro 2.23 – Directrizes para o projecto de bacias de infiltração e escolha do local
(fonte: BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN, 2001)

Parâmetro	Características propostas
Localização	
Área servida pela bacia de infiltração	2 – 8 ha
Distância mínima a captações de água de consumo humano	20 – 40 m (em função do tipo de aquífero definido no DL n.º 382/99, de 22 de Setembro)
Distância mínima a fundações de edifícios	6 m a jusante
	30 m a montante
Riscos geotécnicos. Evitar a proximidade a:	Fundações em calcário, material de aterro ou outros solos susceptíveis ao colapso; declives naturais ou construídos
Distância mínima ao nível freático	0.6 – 3.0 m
Distância mínima ao leito rochoso	1.2 m

Parâmetro	Características propostas
Solo	
Estabilidade do solo. Evitar:	Solos ou rochas calcárias; Solos que reagem em larga medida – física ou quimicamente – com a água; Solos com ocorrências de deslizamento
Taxa de infiltração mínima no solo	0.7 cm/h
Espessura de solo	Primeira camada vegetada: mínima de 15 – 20 cm Segunda camada para retenção: a calcular com base no movimento de Zn
CTC mínima	5 meq/100 g solo
Teores máximos de argila/limo	100 % argila; 25 % argila + limo
Carbono orgânico no solo, até 1 m de profundidade	0.3 – 1.5 % (em peso)
Máximas concentrações de origem em metais	20 µg/g Pb ou Cu; 50 µg/g Zn e 1 µg/g Cd
Bacia	
Inclinação do fundo	Tão plano quanto possível para uma infiltração homogénea
Inclinação máxima dos taludes laterais	3:1 (horizontal : vertical)
Altura máxima de água	1.5 – 2.0 m (eventualmente 2.5 m)
Forma	Alongada, não necessariamente rectangular. Comprimento:largura = 2 - 4

Não devem ser esquecidos no projecto, tal como para o caso das bacias de detenção, caminhos de acesso para veículos e pessoas, para assegurar a manutenção e monitorização. A vedação pode ser necessária, dependendo das zonas, como medida de segurança tanto para pessoas e animais como para assegurar que a bacia funciona de acordo com as suas funções.

A manutenção das bacias de infiltração passa da limpeza periódica da bacia de decantação e *bypass* conforme enunciado para o caso das bacias de decantação. A bacia de infiltração propriamente dita, deverá ser objecto de inspecções periódicas de forma a identificar a existência de depósitos de finos que causem uma redução significativa da taxa de infiltração preconizada, reduzindo o volume de dimensionamento, o qual nestas bacias se fundamenta numa determinada velocidade de infiltração no solo. Caso seja necessário restaurar a permeabilidade inicial do solo, este deve ser remexido, manual ou mecanicamente, nos seus primeiros 10 a 15 cm, para que os finos deixem de representar uma camada menos permeável. Outra alternativa é remover a camada de finos. Notar que ao efectuar estes trabalhos há que assegurar que não se altera a compactação do solo, motivo pelo qual a acção manual oferece menos riscos que a mecânica.

A adoção de uma bacia de infiltração associada a outra tecnologia a montante, em particular, bacia de retenção/decantação, é uma prática usualmente adoptada visando a eficiência de remoção de SST. A conjugação destas duas tecnologias foi aplicada em França (SETRA, 2005), na Eslovénia (BULC e SLAK, 2003). De acordo com HEALY *et al.* (2008), as bacias de infiltração permitem controlar os poluentes presentes nas águas de escorrência, tais como, SST, matéria orgânica, metais pesados e sais (orgânicos e inorgânicos). Embora a sedimentação para a remoção de SST seja um processo determinante no tratamento de águas de escorrência, mostra-se de difícil remoção das formas solúveis dos metais pesados (fracção dissolvida). Por este motivo, estruturas para o pré-tratamento, como separadores de hidrocarbonetos/desengorduradores, filtros de areia e bacias de decantação, devem fazer parte integrante de sistemas de tratamento por bacia de infiltração.

3. SISTEMAS DE TRATAMENTO: ENQUADRAMENTO, JUSTIFICAÇÃO, DESCRIÇÃO E DIMENSIONAMENTO

3.1 Considerações gerais

A água da chuva que lava estradas e autoestradas de óleos e componentes de combustíveis arrasta com ela poluentes que contaminam os solos adjacentes e meios hídricos. Com a água que cai das nuvens são arrastados poluentes libertados pelas viaturas. Entre os poluentes mais comuns e preocupantes das águas de escorrência encontram-se os metais pesados - zinco (Zn), cobre (Cu), chumbo (Pb), cádmio (Cd), crómio (Cr) -, hidrocarbonetos, óleos e gorduras e partículas (sólidos suspensos totais – SST), que acabam por contaminar riachos, ribeiros e rios ou reservas subterrâneas e podem atingir o ser humano, porque os sistemas de tratamento da água para consumo não contemplam metais pesados (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2008). As concentrações de poluentes nas águas de escorrência de estradas são geralmente mais elevadas no início da chuvada, fenómeno conhecido como o efeito do primeiro fluxo (*first flush*).

O transporte da poluição acumulada no pavimento da via rodoviária pelas águas pluviais - águas de escorrência de estradas, induz impactes ambientais negativos de elevada significância, em particular, tratando-se de um meio receptor sensível. Nesse sentido, deverá proceder-se ao tratamento das águas de escorrência, mostrando-se de extrema relevância (no panorama nacional) a nível de recursos hídricos e qualidade da água (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006c).

No subcapítulo 3.2 é apresentado o enquadramento legal e normativo aplicado às AEE, ao efluente tratado, aos resíduos resultantes do sistema de tratamento, às concentrações de metais pesados nos solos e à análise de impactes resultantes da contaminação de solos, respectivamente. A justificação e a descrição dos sistemas de tratamento (melhores estratégias de gestão - MEG) apresentam-se nos subcapítulos 3.3 e 3.4, respectivamente. Os critérios de dimensionamento são descritos no subcapítulo 3.5. O presente Capítulo pretende ser um complemento detalhado à síntese de conhecimentos relativa às MEG estruturais apresentadas no subcapítulo 2.8, traduzindo-se no estado de arte relativo a esta matéria.

3.2 Enquadramento legal e normativo

3.2.1 Enquadramento geral

Apresentam-se as disposições legais aplicáveis a AEE e ao efluente tratado (AEE tratadas) – em função do meio receptor, como zonas sensíveis, descarga de águas residuais e objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais -, bem como a gestão dos resíduos produzidos no tratamento (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2012). Apresenta-se ainda a normalização aplicável a solos, no

que concerne a concentrações de metais pesados no solo, e à análise de impactes resultantes da contaminação de solos.

3.2.2 Enquadramento legal

3.2.2.1 Águas de escorrência de estradas

Em Portugal, os primeiros estudos relativos às águas de escorrência de estradas começaram a ser realizados no âmbito de Estudos de Impacte Ambiental (EIA's). A partir da década de 90, os projectos rodoviários com determinadas características, quantitativas e/ou qualitativas, passaram a ter enquadramento na AIA, por meio do Decreto-Lei n.º 186/90, de 6 de Junho, posteriormente revogado pelo Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, alterado pelo Decreto-Lei n.º 197/2005, de 8 de Novembro, actualmente revogados pelo Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de Outubro. Estes diplomas em conjunto com a Lei da Água – Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março [transposição para a ordem jurídica nacional da Directiva n.º 2000/60/CE, de 23 de Outubro de 2000 - Directiva-Quadro da Água (DQA)], vieram reforçar a avaliação de impactes ambientais e a protecção dos recursos hídricos. Os Anexos do Decreto-Lei n.º 151-B/2013 incluem os projectos (no âmbito de estradas, entre outros), que estão sujeitos a avaliação de impacte ambiental:

- Anexo I, 7.b) Construção de autoestradas e de estradas reservadas exclusivamente ao tráfego motorizado, com duas faixas de rodagem e quatro ou mais vias, e acessíveis apenas por nós de ligação (interseções desniveladas);
- Anexo I, 7.c) Construção de estradas reservadas exclusivamente ao tráfego motorizado, com pelo menos 10 km de troço contínuo;
- Anexo I, 7.d) Alargamento de autoestradas, com pelo menos 10 km de troço contínuo;
- Anexo I, 7.e) Alargamento de estradas para duas faixas de rodagem e quatro ou mais vias, com pelo menos 10 km de troço contínuo.
- Anexo II, 10.e) Projectos de infraestruturas – Construção de estradas (enquadrando no caso geral ou em função da existência de áreas sensíveis).

As escorrências de estradas são reconhecidas como uma fonte potencial de poluição difusa, sendo que existe a responsabilidade por parte das autoridades nacionais e dos responsáveis das autoestradas e de estradas, de garantir que estas descargas irão cumprir com a legislação ambiental aplicável, incluindo com a DQA, a qual introduziu um novo contexto para a gestão dos recursos hídricos na União Europeia. A sua implementação em Portugal em 2005, com a publicação da Lei da Água, veio estabelecer as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. A sua implementação impõe às autoridades da água e das estradas novos desafios técnicos que devem ser atendidos, se se pretende gerir de forma eficaz e eficiente os principais riscos das descargas das escorrências rodoviárias no meio receptor.

A DQA estabelece no seu artigo 4º os seguintes objectivos:

- Prevenir a deterioração do estado de todas as massas de água superficiais e subterrâneas;
- Proteger e melhorar o estado de todas as massas de água superficiais e subterrâneas com o objectivo de atingir um bom estado para as águas superficiais e subterrâneas até 2015.

3.2.2.2 Efluente tratado

No dimensionamento dos sistemas de tratamento e tendo em atenção o meio receptor das águas de escorrência tratadas, em geral, rega, consumo humano e descarga de águas residuais, aplica-se o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, Anexo XVI – *Qualidade das águas destinadas à rega* (Quadro 3.1) e Anexo XVIII - *Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais* (Quadro 3.2), com as rectificações introduzidas pela Declaração de Rectificação nº 22-C/98 de 30 de Novembro, que prevê os seguintes valores:

Quadro 3.1 – Qualidade das águas destinadas à rega (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XVI)

Parâmetros que caracterizam as águas de escorrência de plataformas rodoviárias	VMR¹ (mg/l)	VMA² (mg/l)
Chumbo	5.0	20
Cobre	0.20	5.0
Zinco	2.0	10.0
Hidrocarbonetos	*	*
SST	60	-

¹Valor máximo recomendado; ²Valor máximo admissível; *Omisso.

Quadro 3.2 – Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XVIII)

Parâmetros que caracterizam as águas de escorrência de plataformas rodoviárias	VLE (mg/l)
Chumbo	1.0
Cobre	1.0
Zinco	*
Hidrocarbonetos	*
SST	60

* Omisso.

Uma vez que os Anexos XVI e XVIII são omissos relativamente ao parâmetro hidrocarbonetos e o último Anexo também em relação ao zinco, aplica-se o Anexo XXI – *Objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais*, que prevê os seguintes valores máximos admissíveis (VMA) (Quadro 3.3):

Quadro 3.3 – Objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais - valores máximos admissíveis (VMA) para os hidrocarbonetos e zinco (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XXI)

Parâmetros que caracterizam as águas de escorrência de plataformas rodoviárias	VMA (mg/l)
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	0.1
Zinco	0.5

Considerando ainda a identificação do uso da água para consumo humano, aplica-se o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, relativo à qualidade da água destinada ao consumo humano, Anexo I / Parte II - *Parâmetros químicos*, que prevê os seguintes valores paramétricos (Quadro 3.4):

Quadro 3.4 - Qualidade da água destinada ao consumo humano - valores paramétricos para os parâmetros químicos (Decreto-Lei n.º 306/2007, Anexo I - Parte II)

Parâmetros que caracterizam as águas de escorrência de plataformas rodoviárias	Valor paramétrico (µg/l)	Valor paramétrico (mg/l)
Chumbo	10	-
Cobre	-	2.0
Zinco	*	*
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	0.10	-
SST	-	*

* Omisso.

Visto o Decreto-Lei n.º 306/2007 ser omissivo relativamente ao parâmetro zinco, sugere-se a aplicação do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, Anexo VI – *Qualidade da água para consumo humano, C) Parâmetros relativos a substâncias indesejáveis*, que embora se encontre revogado, considera-se preferível ter um valor de referência para comparação do zinco, do que considerar-se completamente omissivo, como acontece no caso do parâmetro SST, que não consta em nenhum dos diplomas legais relativos à qualidade da água para consumo humano (uma vez que este parâmetro vai traduzir-se na turvação, que não é relevante para o âmbito em questão).

Deste modo, o valor máximo recomendado para o zinco relativamente à água para consumo humano é apresentado no Quadro 3.5, com as rectificações introduzidas pela Declaração de Rectificação n.º 22-C/98 de 30 de Novembro.

Quadro 3.5 – Qualidade da água para consumo humano – valor máximo recomendado para o zinco (Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo VI)

Parâmetros que caracterizam as águas de escorrência de plataformas rodoviárias	VMR ¹ (mg/l)	VMA ² (mg/l)
Zinco	0.1	-

¹Valor máximo recomendado; ²Valor máximo admissível.

3.2.2.3 Resíduos

Mostra-se de extrema relevância da correcta gestão dos resíduos produzidos no âmbito do tratamento das águas de escorrência de estradas: gradados, hidrocarbonetos, óleos e gorduras, lamas (se equacionado um sistema de tratamento com processos de decantação). Assim, deverá ser cumprido o disposto nos seguintes diplomas legais:

- Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho, que *estabelece o regime geral aplicável à prevenção, produção e gestão de resíduos*, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro;
- Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março, que *estabelece a Lista Europeia de Resíduos (LER)*;
- Portaria n.º 335/97, de 16 de Maio, relativa ao *transporte de resíduos* (Guia de Acompanhamento de Resíduos);
- Decreto-Lei n.º 206-A/2012, de 31 de Agosto, que *aprova o Regulamento Nacional do Transporte de Mercadorias Perigosas por Estrada (RPE)*, para o transporte dos resíduos resultantes da contenção de derrames acidentais com combustível.

Neste sentido, os resíduos produzidos deverão ser encaminhados para um Operador de Gestão de Resíduos Não Urbanos, de acordo com a sua tipologia, sendo que as lamas deverão ser encaminhadas para um operador de resíduos perigosos. O Operador é escolhido tendo em conta o facto de pertencer ao Sistema de Informação de Licenciamento de Operações de Gestão de Resíduos (SILOGR) e evidenciar o Alvará de Licença de Gestão de Resíduos, para os quais se encontra autorizado. Este Sistema de Informação poderá ser consultado no website da Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

3.2.3 Enquadramento normativo

3.2.3.1 Concentrações de metais pesados nos solos

A norma canadiana relativa a linhas de orientação, para solos, para a protecção ambiental e saúde pública - *Canadian soil guideline for the protection of environmental and human health*, refere como concentrações aceitáveis (concentrações totais) de metais pesados (As, Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg) em função das áreas/meio receptor, os valores apresentados no Quadro 3.6.

Quadro 3.6 – Concentrações totais de metais pesados em função das áreas/meio receptor (norma canadiana)

Concentrações totais (mg/kg)	Áreas Agrícolas	Áreas Residenciais/ Parques/ Recreios naturais	Áreas Comerciais	Áreas Industriais
Arsénio (As)	12	12	12	12
Cádmio (Cd)	1.4	10	22	22
Chumbo (Pb)	70	140	260	600
Crómio (Cr)	64	64	87	87
Cobre (Cu)	63	63	91	91
Níquel (Ni)	50	50	50	50
Zinco (Zn)	200	200	360	360
Mercúrio (Hg)	6.6	6.6	24	50

As concentrações (valor objectivo e valor de intervenção) de contaminantes nos solos (As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Pb, Mb, Ni, Zn) de acordo com a norma holandesa, são apresentados no Quadro 3.7.

Quadro 3.7 – Concentrações (valor objectivo e valor de intervenção) de contaminantes nos solos (norma holandesa)

Contaminante	Valor objectivo (mg/Kg matéria seca)	Valor de intervenção (mg/Kg matéria seca)
Arsénio (As)	29	55
Bário (Ba)	200	625
Cádmio (Cd)	0.8	12
Crómio (Cr)	100	380
Cobalto (Co)	20	240
Cobre (Cu)	36	190
Mercúrio (Hg)	0.3	10
Chumbo (Pb)	85	530
Molibdénio (Mb)	10	200
Níquel (Ni)	35	210
Zinco (Zn)	140	720

3.2.3.2 Análise de impactes resultantes da contaminação de solos

A normalização (referência normativa) adoptada para a análise de impactes resultantes da contaminação de solos é apresentada no Quadro 3.8.

Quadro 3.8 – Normalização para a análise de impactes resultantes da contaminação de solos

Referência normativa	Denominação
ISO/DIS 10381-1	Guia para metodologia de programas de amostragem
ISO/DIS 10381-2	Guia para técnicas de amostragem
ISO/DIS 10381-3	Guia para segurança
ISO/DIS 10381-4	Guia para procedimentos de investigação da contaminação de solos em áreas cultivadas, naturais ou semi-naturalizadas
ISO/DIS 10381-5	Guia de procedimentos de investigação da contaminação de solos em áreas urbanas e industriais

3.3 Justificação dos sistemas de tratamento

3.3.1 Considerações gerais

A concepção de sistemas de tratamento de AEE insere-se no Procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) relativo à fase de Projecto de Execução e constitui uma especificação das medidas ambientais recomendadas durante a fase de Estudo Prévio, respondendo às especificações da Declaração de Impacte Ambiental (DIA). Para o efeito, esse volume é uma parte integrante do Relatório de Conformidade Ambiental do Projecto de Execução (RECAPE). No âmbito da elaboração do RECAPE, são efectuados diversos estudos, ao nível da análise do projecto de drenagem, da ocupação do solo, dos usos hídricos existentes, da vulnerabilidade hidrogeológica da região e dos impactes da infraestrutura rodoviária nas linhas de água receptoras das escorrências da via.

A selecção do local de implantação dos sistemas de tratamento tem em consideração a topografia da área afectada, a proximidade a zonas hídricas sensíveis ou zonas sensíveis, a drenagem longitudinal da via, a localização de passagens hidráulicas, as características geométricas do projecto que condicionam os locais de implantação do sistema de tratamento e os estudos efectuados em RECAPE.

Tendo em consideração as especificações da DIA e as conclusões obtidas em cada estudo efectuado, são analisados os perfis longitudinal e transversal do traçado da via, a topografia da região e a proximidade a zonas ou usos sensíveis aos poluentes rodoviários. Assim, onde não é possível evitar a descarga das AEE e tratando-se de zonas hídricas sensíveis ou zonas sensíveis (incluindo usos sensíveis) - como recursos hídricos que não garantam a diluição dos poluentes rodoviários, estuários, captações públicas ou privadas de água superficial e subterrânea, canais/valas/regadeiras de distribuição de água para rega, campos agrícolas (áreas de solos de boa aptidão agrícola) e infraestruturas hidráulicas - estabelece-se o número e o local de implantação dos sistemas de tratamento, promovendo a diminuição da poluição para níveis aceitáveis antes da descarga, isto é, níveis que garantam o cumprimento legal face ao meio receptor (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006c).

3.3.2 Condicionantes da poluição de origem difusa

A escolha do sistema de tratamento da água proveniente da lavagem das vias rodoviárias não pode ser analisado tendo por base apenas o material particulado, uma vez que parte dos poluentes veiculados, nomeadamente os metais pesados, encontram-se, também, em fase dissolvida, tal como pode observar-se no Quadro 3.9.

Quadro 3.9 – Percentagem de poluentes em fase dissolvida
(fonte: HVITVED-JACOBSEN, 1991)

Metal	% Dissolvida
Chumbo (Pb)	21
Zinco (Zn)	57
Cobre (Cu)	70
Crómio (Cr)	65
Cádmio (Cd)	72

Verifica-se assim, que o metal Pb predomina na forma particulada, o Cd e o Cu predominam na forma dissolvida e o Cr e o Zn dividem-se pelas duas formas com tendência para a forma dissolvida. Por outro lado, verifica-se também que os metais pesados associam-se às partículas menores, de maior área específica (HVITVED-JACOBSEN, 1991), não sendo, deste modo, facilmente retidos para sistemas que recolhem materiais grosseiros.

A fixação dos metais pesados resulta de reacções tais como: precipitação, acumulação na superfície, oclusão noutros precipitados, incorporação em biosistemas, adsorção pela capacidade de troca cationica das argilas, entre outros. Muitos autores consideram que o intercâmbio dos catiões e a quelatação com a matéria orgânica são os principais processos que influem na fixação.

O pH também influencia decisivamente o processo. Os ácidos húmicos e fúlvicos têm constantes de grande estabilidade para os metais, sendo os principais responsáveis pela fixação na matéria orgânica. Assim, os valores típicos da fixação na matéria orgânica são muito elevados, sendo, para a turfa, da ordem de 1 000 a 100 000 mg/Kg na fixação dos metais pesados Cu e Cd. De acordo com estudos desenvolvidos pelo LNEC, a mobilidade de metais pesados pode ser descrita do seguinte modo:

- Cádmio – dificilmente móvel no solo e migração para a água. Maior mobilidade em solos ácidos.
- Crómio – acumula-se com maior frequência no solo.
- Cobre – a sua mobilidade depende da matéria orgânica, sendo pouco móvel.
- Chumbo – pouco móvel no solo. Maior mobilidade em solos ácidos.
- Zinco – muito móvel no solo.

Deste modo, os metais pesados apresentam uma mobilidade reduzida no solo, assumindo que contactam com o solo (o que pode não acontecer em regiões calcárias carsificadas ou em solos arenosos muito permeáveis), devido ao efeito da troca catiónica e absorção e adsorção na superfície dos minerais. Podem também formar precipitados para condições específicas de Eh-pH (FETTER, 1993).

3.3.3 Sistemas de tratamento disponíveis

Enumeram-se seguidamente os principais sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, bem como as suas principais vantagens e inconvenientes, tal como determinado por diversos autores.

A recente preocupação pela qualidade da água veiculada nas descargas de pavimento de vias rodoviárias originou que, inicialmente fossem utilizadas bacias de retenção. No entanto estas eram geralmente desenhadas para atenuar os picos de caudal. Na realidade, as bacias secas assim construídas, são totalmente ineficazes para o controlo total da qualidade das águas de escorrência. De facto, as bacias para controlo de cheias são dimensionadas para precipitações de elevada intensidade, mas elevado período de retorno, enquanto que a poluição é veiculada por chuvadas pequenas, mas de ocorrência frequente (NOVOTNY e OLEM, 1994).

A redução da carga de origem difusa veiculada para o meio receptor pode ser alcançada através de vários processos:

- Remoção da carga poluente na origem recorrendo à limpeza do pavimento - apresenta o defeito de necessitar de custos elevados de operação, sendo em geral impraticável face ao regime hidrológico (nacional) e aos níveis de tráfego previstos. Além disso, para uma fracção importante da carga poluente, impede a sua acumulação no pavimento, mas não a sua descarga no meio receptor.
- Aumento da infiltração, por valas e bacias de infiltração - recorre a pavimentos porosos ou à instalação de vegetação nas valas, reduzindo o escoamento e a descarga para as linhas de água. Apenas é utilizável em situações em que o solo permite um tratamento eficiente, sendo impossível de utilizar em meios de permeabilidade elevada e quando existe a possibilidade de ocorrer carsificação.
- Gradagem e separador de hidrocarbonetos - equipamentos de pequena dimensão destinados à remoção dos sólidos grosseiros e dos hidrocarbonetos (conjuntamente com óleos e gorduras), respectivamente.
- Escoamento superficial - recorrendo ao escoamento numa fina camada em solo com vegetação. As áreas necessárias são excessivas.

- Lagoas de retenção - tanto as lagoas húmidas (*wet ponds*, em que é mantido um nível de água permanente durante todo o ano) como as lagoas secas (*dry ponds*). São sistemas considerados geralmente ineficientes, sobretudo destinadas à redução de sólidos. Não existe informação garantindo a sua eficiência para a remoção de poluentes predominantemente associados à fase dissolvida. Existem também referências à existência de eficiências de remoção negativas, como resultado da ressuspensão de materiais.
- Sistemas de tratamento biológicos convencionais - são ineficientes tendo em consideração a baixa concentração relativa, de carga orgânica, e a dificuldade de manter o meio biológico quando existem variações bruscas de caudal.
- Wetlands - Permitem combinar sistemas de tratamento físico com processos de tratamento biológico.
- Filtros de areia - permitem a remoção de sólidos, apresentando a vantagem de admitirem cargas hidráulicas muito elevadas. Apresentam o inconveniente da areia ser inerte e não apresentar capacidade de adsorção, pelo que se tornam ineficientes para os poluentes dissolvidos.
- Sistemas de filtração mistos - utilizam um sistema de filtração em que a areia é misturada com componentes que lhe aumentam a capacidade de adsorção, tipicamente a turfa, solo ou vegetação (SETRA, 1997). São sistemas utilizados para substituir o solo como meio de tratamento, quando este é fino ou muito permeável, sendo eficazes para a retenção de metais pesados e compostos orgânicos – valas relvadas.

3.3.4 Definição do sistema de tratamento e condicionantes adicionais

A definição do sistema de tratamento das águas de escorrência das vias rodoviárias tem de ser distinto do tratamento das águas residuais urbanas, tendo em consideração que os poluentes em preocupação são diferentes. Nem todos os sistemas de tratamento de poluentes "típicos" são adequados para o tratamento dos problemas específicos das águas de escorrência de estradas.

As linhas gerais que devem ser tomadas em consideração no estabelecimento do sistema de tratamento foram sintetizados por NOVOTNY e OLEM (1994):

- a) A maioria dos poluentes prioritários são fixados pela matéria orgânica, de modo que o sistema de tratamento deverá depender do contacto com matéria orgânica, de algum modo. A matéria orgânica pode resultar de turfa ou da presença de vegetação e dos seus resíduos.
- b) Sistemas de tratamento que se baseiam apenas na remoção de sólidos, tais como bacias de decantação, filtros de areia (simples) e *microstainers* podem remover apenas a fracção dos poluentes prioritários que se encontra associado às partículas, mas são incapazes de remover a carga poluente associada à forma dissolvida.
- c) Os sistemas de tratamento mais eficientes consistem em *wetlands*, tratamentos com vegetação aquática, escorrência superficial e processos de infiltração em meios de areia e turfa. Permitem a redução dos poluentes prioritários variando entre 80 e 99 %.

- d) Os metais pesados e alguns compostos orgânicos (que fazem parte de óleos e gorduras) apresentam uma eficiência de tratamento mais elevada em sistemas que permitam ambientes redutores. Os sistemas que permitem estas condições incluem *wetlands* e filtros de areia/turfa.

Os sistemas de tratamento pretendem, por outro lado, responder às seguintes necessidades:

- Baixa complexidade - inexistência de equipamentos de operação e controlo que necessitem do recurso ao consumo de energia, ou providos de equipamentos mecânicos complexos.
- Baixos custos de operação - as necessidades de manutenção caracterizam-se por baixas frequências de operações de manutenção, semelhantes às necessárias para as outras estruturas hidráulicas (colectores, passagens hidráulicas, entre outros).
- Sistema passivo - não necessitando (ou mínimo) do consumo de energia ou actividades de operador enquanto se encontra em funcionamento.
- Minimização da área ocupada - reduzindo ao mínimo os custos de expropriação de terrenos, o que implica o dimensionamento do sistema para condições limites de funcionamento.

Assim, a escolha do sistema de tratamento é uma resposta ao tipo de poluentes que se pretende controlar, entre os quais se salientam os metais pesados e, também, criar um sistema passivo, sem necessidade de energia, de grande fiabilidade e de reduzida necessidade de manutenção. A definição do sistema de tratamento deve tomar ainda em consideração os seguintes factores:

- a) A selecção do local de implantação do sistema - deverá atender à topografia da área afectada, proximidade a zonas sensíveis, drenagem longitudinal da via, localização de passagens hidráulicas, características geométricas do projecto que condicionam os locais de implantação do sistema de tratamento e os estudos efectuados em RECAPE.
- b) A avaliação do incremento de poluentes no meio receptor.
- c) As zonas sensíveis.
- d) Os pontos de descarga das águas de escorrência sujeitas a tratamento e respectivos meios receptores, incluindo a extensão de traçado que contribui para o ponto de descarga.

3.3.5 Avaliação do incremento de poluentes no meio receptor e zonas sensíveis

A avaliação do incremento de poluentes no meio receptor consiste na análise da contribuição da estrada para o aumento das concentrações de poluentes nas linhas de água receptoras das escorrências da plataforma, sendo os poluentes avaliados os sólidos suspensos totais (SST), hidrocarbonetos (HC), cobre (Cu), zinco (Zn) e chumbo (Pb). Esta análise permite efectuar a estimativa do acréscimo de poluentes nos cursos de água, tendo em consideração as características do projecto de drenagem.

Para a previsão das concentrações de poluentes e respectivos acréscimos nas linhas de água receptoras, recorre-se a metodologias recentes, baseadas em modelos matemáticos, correspondendo aos modelos de DRIVER e TASKER (1990), DRISCOLL *et al.* (1990), e PREQUALE (previsão da qualidade das águas de escorrência). Estas metodologias são apresentadas no subcapítulo 2.5 e no Anexo I (Metodologias de previsão das características das águas de escorrência de estradas). O modelo PREQUALE (desenvolvido pelo LNEC) baseia-se, tal como o modelo de Driver e Tasker, numa equação multiparamétrica, em que as variáveis são: a área de drenagem, a percentagem de impermeabilização desta, o volume médio anual da chuvada com duração igual ao período de concentração da bacia e a precipitação média anual. Este modelo foi estabelecido para ser utilizado no território nacional, permitindo a monitorização de forma automática e contínua (ao longo do evento de precipitação).

Deste modo, estabelece-se o número e o local de implantação dos sistemas de tratamento, promovendo a diminuição da poluição para níveis aceitáveis antes da descarga, de modo a garantir a protecção sustentável do recurso Água, em função do enquadramento legal aplicável e atendendo à proximidade a zonas sensíveis.

Para a identificação das zonas sensíveis deve realizar-se um levantamento exaustivo (que decorre ainda durante a fase de estudo prévio e é concluído na fase de projecto de execução). Seguidamente listam-se alguns exemplos de zonas sensíveis:

- a) Área de infiltração máxima.
- b) Áreas frequentemente inundáveis.
- c) Zona com nível piezométrico temporariamente (alguns dias no ano) muito próximo da superfície (< 1 m).
- d) Captações (públicas e privadas), incluindo de uso agrícola.
- e) Perímetro de protecção de captações.
- f) Nascentes (públicas e privadas).
- g) Perímetro hidroagrícola.
- h) Linhas de água (rios, ribeiras, valas), incluindo a utilização da água superficial para a rega de parcelas agrícolas e uso humano.

3.3.6 Eficiência dos sistemas de tratamento e monitorização

A eficiência dos sistemas de infiltração lenta apresenta níveis bastante elevados para compostos orgânicos tóxicos. Num estudo realizado com solos de profundidade de 1.5 m, a taxa de remoção foi, para diversos compostos orgânicos, superior a 99.9 % (REED *et al.*, 1995).

Os sistemas de tratamento por infiltração no solo são muito efectivos na remoção de metais pesados, ficando, normalmente, os metais retidos nos primeiros 50 cm, dos quais 95 % nos 15 cm superiores do solo (REED *et al.*, 1995). As concentrações obtidas no solo e na vegetação, ao fim de períodos dilatados não demonstram a ocorrência de acumulações tóxicas.

A remoção de metais pesados parece ser elevada através de processos de tratamento envolvendo *wetlands*. Testes realizados indicam as seguintes taxas de remoção para um tempo de retenção de 5.5 dias numa unidade piloto: cobre (99 %), zinco (97 %) e cádmio (99 %). O processo de remoção decorre, sobretudo, por precipitação e adsorção na matéria orgânica bentónica. Estações de tratamento instaladas apresentam valores semelhantes, entre 90 a 99 % para cobre, cádmio e zinco (REED *et al.*, 1995).

A eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias de tratamento (adaptado de FHWA, 1996a), consideradas as melhores estratégias de gestão, permite estimar a qualidade do efluente final do sistema de tratamento, conforme apresentado no Quadro 3.10.

Quadro 3.10 – Eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias de tratamento – melhores estratégias de gestão (adaptado de FHWA, 1996a)

Poluentes	Eficiências de remoção de poluentes – MEG (%)			
	Separador de HC	Vala relvada	Bacia de retenção/ decantação	Bacia de infiltração
SST	50	70	68-90 (85)	75-99 (80)
HC	90-99* (90)	75	50	75
Cu	30	50-90 (80)	42-90 (70)	50-90 (80)
Zn	30	50-90 (80)	42-90 (70)	50-90 (80)
Pb	30	50-90 (80)	42-90 (70)	50-90 (80)

* Concentração residual ≤ 5 mg/l; () Valores admitidos, em geral.

O controlo efectivo da eficiência de tratamento deverá ser assegurado pela execução de um Plano de Monitorização, a ter início imediatamente após a entrada em serviço da via e a realizar durante toda a sua fase de exploração, constituindo uma parte integrante do projecto de execução. Este plano deverá consistir de duas fases:

- 1) A primeira fase, a realizar após a entrada em funcionamento da via rodoviária, pretende verificar falhas de funcionamento do sistema de recolha e tratamento, e servirá para a sua rectificação. A realização das campanhas de amostragem deverá ser efectuada em consequência dos acontecimentos poluentes, ou seja, as primeiras chuvadas após longos períodos sem precipitação.

- 2) A segunda fase, a realizar após a estabilização do sistema, e exigindo uma menor frequência, pretende verificar se se continua a operar nas melhores condições determinando, caso contrário, as operações de manutenção necessárias.

A monitorização deverá englobar a verificação da carga poluente veiculada nas AEE, bem como a eficiência do sistema de tratamento, por comparação dos parâmetros poluentes (material sólido suspenso, carga orgânica, óleos e gorduras e metais pesados) na descarga do pavimento e à saída do sistema de tratamento.

Para o efeito, deve proceder-se a uma monitorização da qualidade da água, não só nos pontos de descarga da via e do sistema de tratamento, mas também nos meios receptores (águas superficiais e águas subterrâneas), em locais imediatamente a montante e jusante dos locais de descarga previstos. Esta monitorização terá como objectivo comprovar a eficácia das medidas ambientais projectadas, bem como verificar se existe algum local adicional de descarga que necessite de ser sujeito a tratamento.

Os resultados anuais e os obtidos ao longo dos anos de exploração do projecto deverão ser discutidos e comparados entre si, bem como comparados com os limites legislados, de modo a tomar conhecimento sobre o desempenho ambiental do projecto e sobre o cumprimento legal das descargas efectuadas.

3.4 Descrição dos sistemas de tratamento – melhores estratégias de gestão

3.4.1 Descrição geral

Face à natureza das águas residuais provenientes da lavagem da plataforma das vias rodoviárias e à irregularidade dos caudais a tratar, o tratamento preconizado para cada sistema (tecnologia) é constituído por operações unitárias/órgãos sequenciais, no que concerne à fase líquida, considerando as melhores estratégias de gestão (LEITÃO *et al.*, 2005; TAYLOR e BARRETT, 2004):

- a) Valas relvadas
 - Gradagem
 - Caixa de recepção de caudal e *by-pass*
 - Separador de hidrocarbonetos
 - Vala relvada

- b) Tratamento por bacias: bacias de retenção/decantação e infiltração
 - Gradagem
 - Bacia de retenção/decantação
 - Separador de hidrocarbonetos

- Tratamento prévio à bacia de infiltração: grelha e filtro granulométrico
- Bacia de infiltração
- Descarga do efluente final.

No que concerne à fase sólida, os gradados, os hidrocarbonetos, óleos e gorduras acumulados e as lamas provenientes da bacia de decantação deverão ser removidos com a periodicidade adequada, em função da produção dos mesmos, e encaminhados conforme descrito no Capítulo 3.2.2.3 (*Enquadramento Legal - Resíduos*).

3.4.2 Gradagem

As escorrências contaminadas da plataforma da via rodoviária são encaminhadas para gradagem. É uma operação unitária que tem como objectivo a remoção de sólidos flutuantes e sedimentáveis, de maiores dimensões que as aberturas dos equipamentos utilizados (grades). A remoção de sólidos grosseiros tem por finalidade evitar a flutuação de detritos nos órgãos a jusante, o entupimento de canalizações e o desgaste ou bloqueamento de equipamentos mecânicos (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2002).

As grades fixas são, em geral, constituídas por séries de barras de aço paralelas, de secção rectangular, soldadas numa moldura metálica e colocadas de modo a intersectar a secção transversal dos canais de transporte de água. Deste modo, a implantação da grade nos diversos sistemas de tratamento será feita numa câmara de gradagem. De acordo com a dimensão das aberturas entre as barras podem considerar-se três tipos de grades:

- Grades grossas, com aberturas entre 150 e 50 mm.
- Grades médias, com aberturas entre 50 e 20 mm.
- Grades finas, aberturas entre 20 e 5 mm, para protecção de instalações de pequena capacidade.

As grades grossas e médias até à dimensão de cerca de 25 mm são, em geral, limpas manualmente.

3.4.3 Caixa de recepção de caudal e *by-pass*

O efluente da gradagem, à excepção da tecnologia por bacias de retenção/decantação e infiltração, é encaminhado para a caixa de recepção de caudal, constituída por um septo central. Esta caixa apresenta duas saídas distintas:

- Uma saída direccionada para o sistema de tratamento, sendo que na face frontal da caixa encontra-se instalada uma electroválvula, sempre aberta.
- A outra saída funciona como um *by-pass* ao sistema de tratamento, com descarga directa no meio receptor, quando se verificar que o volume de água afluente é superior à capacidade de

encaixe do sistema de tratamento, a electroválvula cessa e o efluente é encaminhado para a saída do *by-pass*. Considera-se que a carga mais significativa de poluentes aflui ao sistema de tratamento, nos primeiros minutos da chuvada intensa.

3.4.4 Separador de hidrocarbonetos

Face ao tipo de poluentes que caracterizam as AEE, nomeadamente hidrocarbonetos, óleos e gorduras, deve prever-se um separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação para finos (incluindo areias).

O separador funciona por diferença de densidade entre a água e os hidrocarbonetos. Os hidrocarbonetos mais leves que a água sobem para a superfície e ficam retidos na câmara de decantação. O separador de hidrocarbonetos é equipado com um filtro coalescente (removível), para aumentar a eficácia da separação por aumento do tamanho da gota, e um obturador de segurança, que impede a passagem acidental de hidrocarbonetos.

O separador apresenta um sistema automático de aviso quando a sua capacidade de retenção de óleos e hidrocarbonetos está a chegar ao limite, através de um alarme sonoro. Quando a capacidade de retenção atinge o seu máximo, o obturador de segurança impede o acesso das águas residuais contaminadas ao órgão a jusante. Este mecanismo de segurança permite que em caso de acidentes na plataforma, os produtos derramados e conduzidos pelo sistema separativo até ao sistema de tratamento sejam retidos no poço, pelo fecho automático do obturador.

3.4.5 Vala relvada

As valas relvadas são canais vegetados, baixos, que encaminham as águas de escorrência de estradas para o meio receptor, sendo os poluentes removidos por filtração através da relva e infiltração no solo. A fixação de metais pesados é potenciada com a colocação de 5 cm de composto orgânico sobre o solo, antes de plantar a relva.

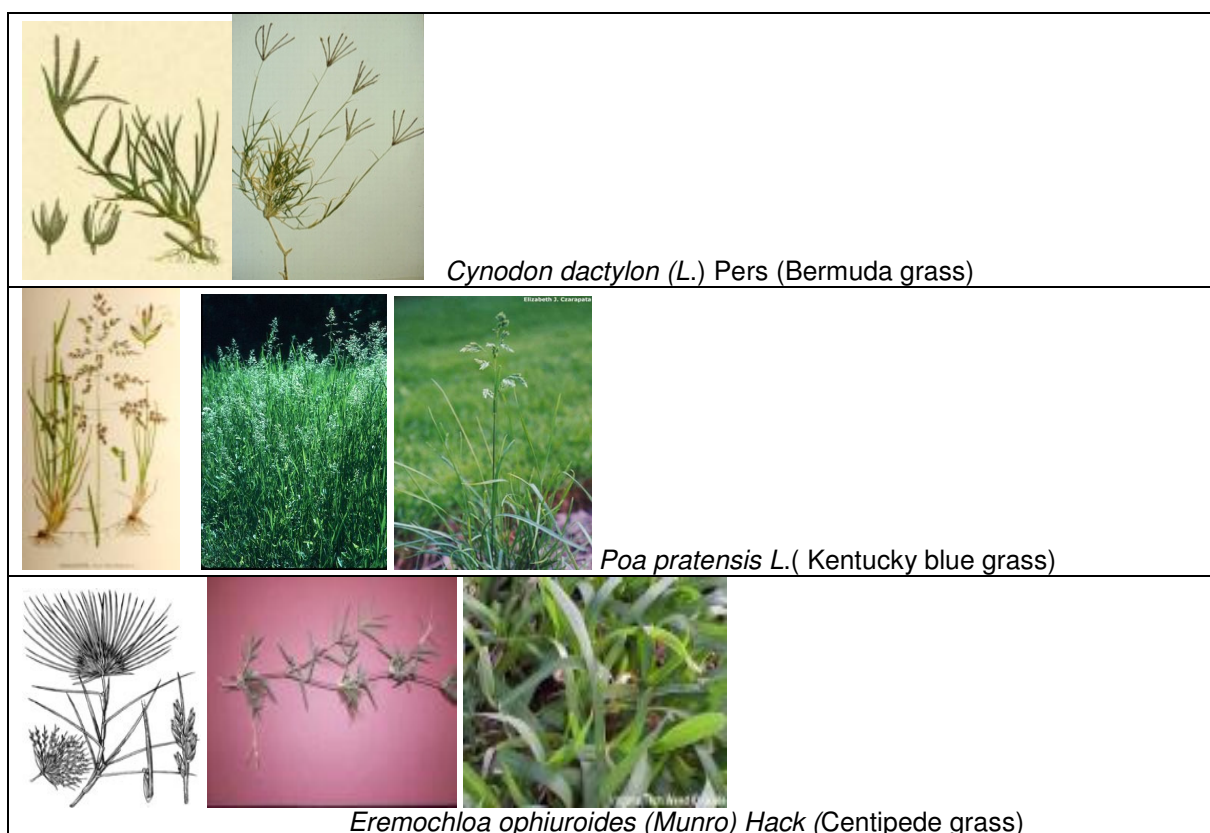
A relva deve ser uma espécie de fácil implantação e rápido crescimento, boa capacidade de adaptação, que subsista à estação seca sem necessidade de rega, com uma boa cobertura em área e com uma estrutura firme, que não ceda à pressão do escoamento, nitrófila (adapta-se em solos com elevados teores de azoto) e que permita ainda a fixação de sólidos sedimentados dificultando a sua ressuspensão (adaptado de LNEC, 2005). É ainda desejável que não necessite de ser aparada (frequentemente). Assim, é recomendada uma espécie do tipo C – espécie com estrutura suficiente para se manter em pé, mesmo com a passagem de água, e altura entre os 15/20 cm.

No Quadro 3.11 apresentam-se as diferentes classes de relva, ilustrando-se na Figura 3.1 as espécies herbáceas propostas em geral (de acordo com a Erosion Control Technology Council).

Quadro 3.11 – Diferentes classes de relva

Class	Example of vegetation	Stand density	Average stand height	Permissible shear stress
A	Weeping Lovegrass, yellow bluestem	Excellent	≥ 76.2 cm (≥ 30 inches)	177 Pascal (PA) (3.7 lbs/ft ²)
B	Bermuda, blue grama, and native grass mixtures	Good	30.5 - 61 cm (12 - 24 inches)	100 Pascal (PA) (2.1 lbs/ft ²)
C	Bermuda, Kentucky blue grass, centipede grass	Good	15 — 30.5 cm (6 - 12 inches)	48 Pascal (PA) (1.0 lbs/ft²)
D	Bermuda, buffalo, grass-legume mixture	Good	5 — 15 cm (2 - 6 inches)	28 Pascal (PA) (0.60 lbs/ft ²)
E	Bermuda, native grass mixture	Good	<5 cm (< 2 inches)	

Fonte: www.ectc.org



Fonte: www.ectc.org

Figura 3.1 – Espécies herbáceas propostas para vala relvada

A mistura proposta em geral, cujas principais características se indicam no Quadro 3.12, poderá secar no período do Verão, perante a ausência de água nas valas, mas esta situação não constitui problema, dado que esta mistura tem capacidade de regeneração para se renovar quando começarem as primeiras chuvas.

Quadro 3.12 – Características da mistura herbácea proposta em geral para vala relvada

Mistura herbácea para valas						
Espécies	Nº sementes/g	Pureza	Faculdade germinativa	Coefficiente de sucesso (de 0.3 a 0.8)	Dose de sementes (g/m²)	% na mistura
<i>Eremochloa ophiuroides</i>	1 500	92	90	0.5	0.621	21
<i>Poa pratensis</i>	4 800	85	75	0.5	1.53	52
<i>Cynodon dactylon</i>	1 950	97	85	0.5	0.80389	27
Densidade de sementeira					3 g/m ²	

Fonte: www.ectc.org

A referida mistura, dada a reduzida área de aplicação em geral, deverá ser efectuada de uma forma manual sobre a vala, havendo o cuidado de previamente ser colocado sobre as mesmas 5 cm de composto orgânico, uma vez que potencia a fixação de metais pesados [este composto poderão ser resíduos orgânicos provenientes das camas de gado bovino ou cavalari, ou tipo “Ferthumus” (ou equivalente)].

Durante o período de estabilização da cobertura relvada é importante manter uma observação frequente destes locais, no sentido de averiguar se são necessárias medidas preventivas de erosão. Caso as mesmas se verifiquem necessárias, deverá ser efectuada o reforço da sementeira realizada. Assim, durante a fase de manutenção e conservação, os principais aspectos a ter em consideração são os seguintes:

- Manter a densidade da cobertura vegetal proposta.
- Efectuar cortes, sempre que se revele necessário.
- Assegurar que não há locais da vala onde ocorrem fenómenos de erosão, quer devido à possível baixa densidade da cobertura vegetal, quer provocado pelo comportamento hidráulico do escoamento.
- Observações periódicas e sazonais com registos fotográficos das mesmas.

Uma vez que as valas relvadas são inseridas no acompanhamento dos taludes ou margens da própria via, acabam por ser menos exigentes em questões de espaço. Outra vantagem é não haver necessidade, como no caso das bacias, de alterar o projecto de drenagem de forma a fazer convergir uma extensão determinada da drenagem da estrada para determinado ponto único (entrada da bacia) uma vez que é simples construir-se várias valas relvadas.

Nas Figuras 3.2 e 3.3 apresenta-se um desenho esquemático e um pormenor de uma vala típica. O solo criado para o processo de tratamento inclui as seguintes camadas (Figura 3.2):

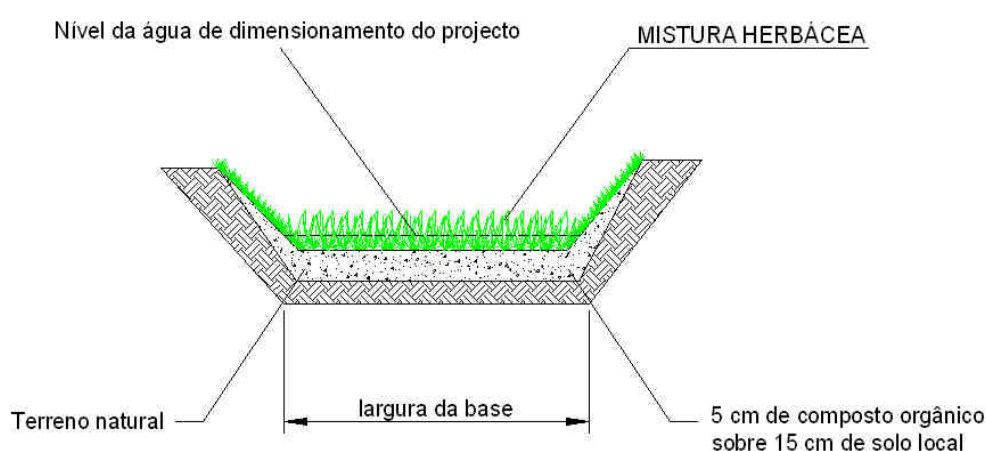
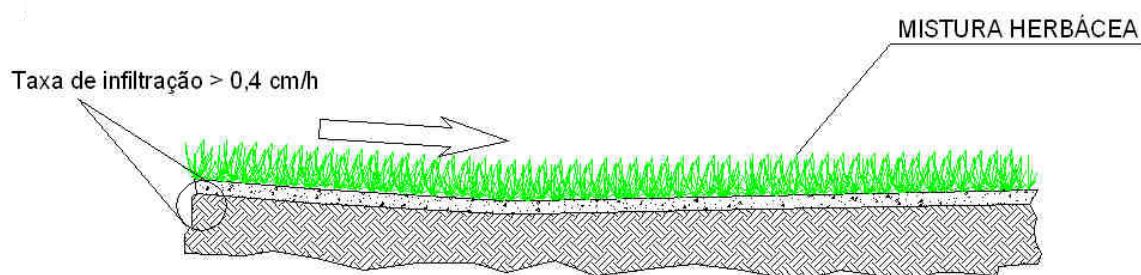


Figura 3.2 – Desenho esquemático duma vala típica



Vala relvada - Redução de escoamento; Filtração dos poluentes através da relva e infiltração no solo.

(fonte: CALTRANS, 1998)

Figura 3.3 – Pormenor das camadas de materiais no leito filtrante
(fonte: SETRA, 1997)

A Figura 3.4 apresenta a execução de uma vala relvada e o seu aspecto, permitindo entender melhor o conceito.

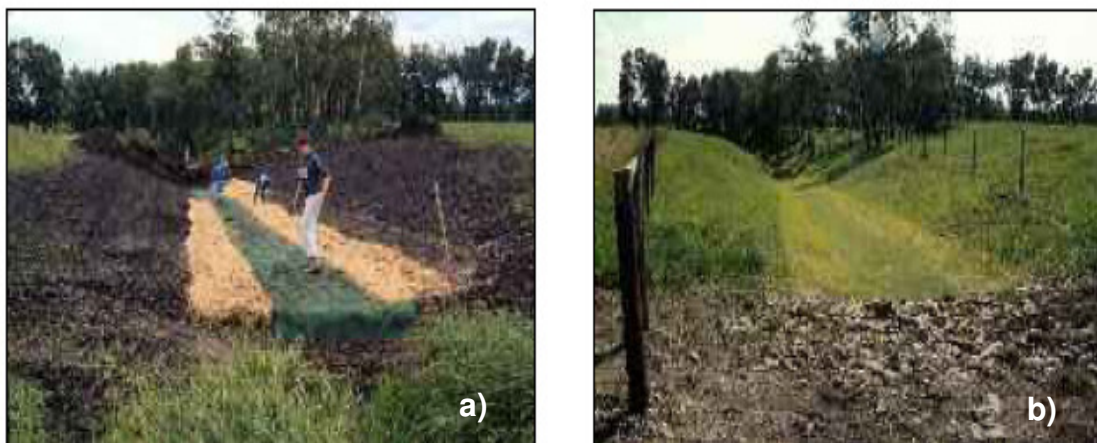


Figura 3.4 – Execução de uma vala relvada (a) e seu aspecto final (b)
(fonte: DIRECTION DES ROUTES, 2000)

Na implantação da vala relvada deverá proceder-se ao revestimento com geomembrana, bem como protecção à descarga através de enrocamento no final da vala, garantindo a dissipação de energia para o meio receptor.

3.4.6 Tratamento por bacias: bacia de retenção/decantação e bacia de infiltração

3.4.6.1 Considerações gerais

As figuras seguintes ilustram o esquema da tecnologia de tratamento por bacias (Figuras 3.5 e 3.6).

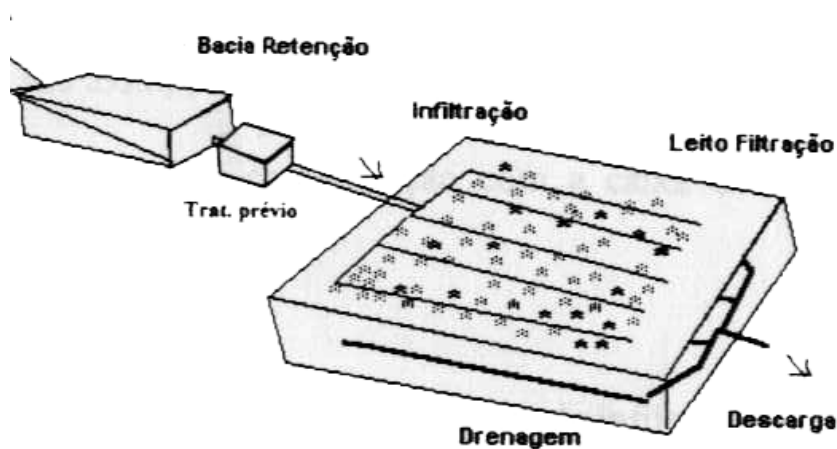


Figura 3.5 – Esquema em planta da tecnologia de tratamento por bacias
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

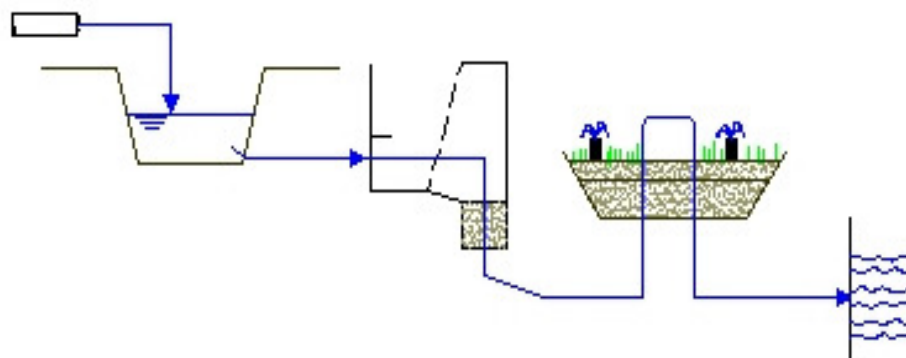


Figura 3.6 – Esquema em perfil da tecnologia de tratamento por bacias (fonte: TEIXEIRA D’AZEVEDO, 2001)

Mesmo nas situações em que as bacias de tratamento (bacia de retenção/decantação e bacia de infiltração) não apresentam impacto visual (inserirem-se numa mancha florestal), considera-se adequado a plantação de uma cortina arbórea na envolvente das mesmas de forma a permitir uma melhor ligação com a paisagem envolvente. Assim, propõe-se em geral a plantação de *Pinus pinea* (pinheiro manso) e *Populus nigra* (choupo), na envolvente das bacias, a cerca de 1 m da vedação. No fundo da bacia de retenção prevê-se a plantação por estaca de espécies apropriadas à depuração da água (*Phragmites australis* e *Typha latifolia*). A caracterização das espécies seleccionadas é apresentada no Quadro 3.13.

Quadro 3.13 - Caracterização das espécies seleccionadas

Nome científico	Gamas de temperatura óptimas (°C)	Gamas de pH toleradas	Máximo de salinidade (g/l)	Penetração da raiz no solo (m)
<i>Typha spp (Ti)</i>	10-30	4-10	30	0.3-0.4
<i>Phragmites australis (Pa)</i>	12-23	2-6	45	>0.6

Fonte: www.ectc.org

As plantações serão executadas em quadrícula, com um compasso de 1.0 m x 1.0 m, sendo as marcações executadas em alinhamentos paralelos a um dos lados do leito, sendo o primeiro distanciado 0.80 m do talude de contenção. Posteriormente, serão marcados os alinhamentos seguintes com afastamentos de 1.0 m.

Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Ti
Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Pa Ti Ti

Os módulos deverão ser repetidos o número de vezes necessárias ao revestimento total do leito, de acordo com a área assinalada no desenho referido anteriormente.

3.4.6.2 Bacia de retenção/decantação

A bacia de retenção/decantação destina-se a homogeneizar o caudal disponível para ser tratado, limitar o tratamento à fracção de escorrência mais poluída e, por outro lado, proceder ao tratamento prévio da água, por sedimentação simples (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001). A bacia, tendo em consideração o tempo de residência, permite, também, tratamento prévio eficiente para os sólidos em suspensão. Em termos médios verifica-se que são fixadas todas as partículas com um diâmetro equivalente superior a 30 μm .

O fundo e os paramentos da bacia são revestidos com terra vegetal onde se instala vegetação, nomeadamente caniço (*Phragmites australis*). A sua função é fixar os sólidos sedimentados dificultando a sua ressuspensão. A presença da vegetação e a matéria orgânica associada permite também algum tratamento que, no entanto, não é possível quantificar, sendo em geral desprezado.

O escoamento deverá sofrer uma gradagem grosseira, antes da entrada na bacia de retenção, após o desvio de caudal, de modo a impedir a entrada dos sólidos grosseiros.

A implantação da bacia de retenção/decantação a montante da bacia de infiltração (pré-tratamento) aumenta a eficácia do sistema e contribui para facilitar a manutenção.

A bacia deverá ser equipada com uma descarga de superfície, como medida de segurança em caso de condições deficientes de vazamento. As estruturas desta bacia são assim:

- Entrada de escoamento, em comunicação com a caixa de desvio do caudal em excesso e de gradagem grosseira;
- Descarga de superfície;
- Descarga de fundo para a caixa de ligação à bacia de infiltração.

3.4.6.3 Tratamento prévio à bacia de infiltração

Em princípio, a bacia de retenção/decantação é suficiente para garantir o tratamento prévio da água, removendo as partículas de maiores dimensões, as quais poderiam levar ao entupimento do sistema de distribuição da água.

No entanto, tendo em consideração que o tempo de enchimento da bacia de retenção pode ser comparativamente pequeno, quando comparado com o tempo de saída, e para garantir que o primeiro volume a escoar para a bacia de infiltração não origina problemas de entupimento nas condutas do sistema de irrigação, é necessário providenciar um filtro granular na caixa de ligação entre as duas bacias, tal como pode ser observado na Figura 3.7 (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001).

Este filtro destina-se, assim, a corrigir o funcionamento efectivo inicial da bacia de retenção/decantação. Nesta caixa existe também uma grelha para remoção do material grosseiro não sedimentável, nomeadamente os restos vegetais gerados na bacia de retenção.

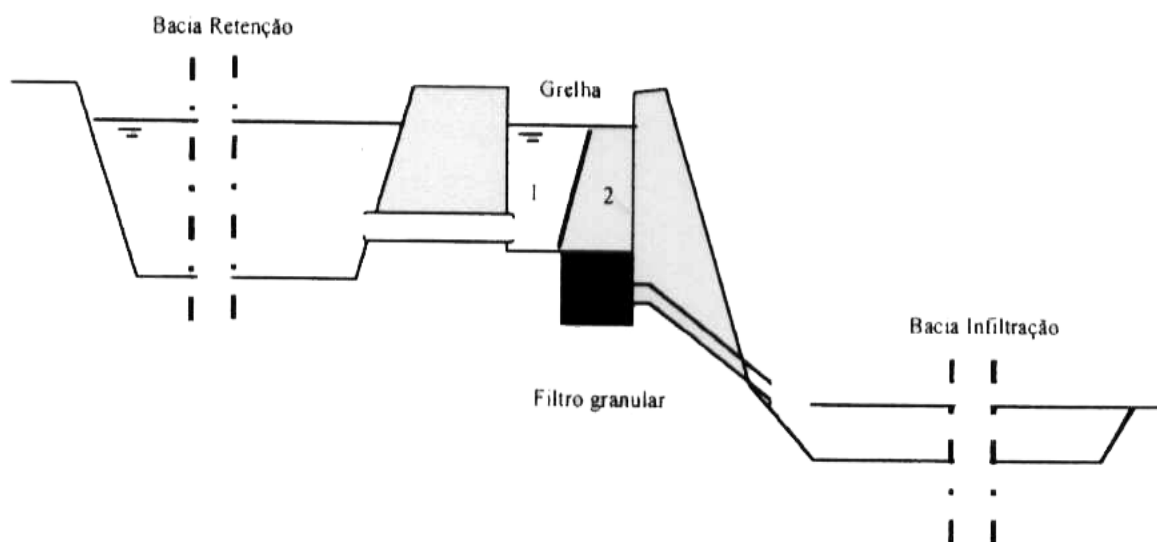


Figura 3.7 – Esquema de ligação da bacia de retenção com a bacia de infiltração
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Pretende-se, assim, a instalação de dois sistemas de tratamento adicionais:

- Grelha - Situada na caixa implantada a jusante do separador de hidrocarbonetos e fazendo a ligação entre o compartimento 1 e 2. Destina-se à fixação de sólidos de média dimensão eventualmente gerados ou caídos na bacia de retenção e que, pela sua densidade não sedimentaram (restos vegetais).
- Filtro granulométrico (ou granular) - Na saída do compartimento 2, em comunicação com a adutora ao sistema de filtração. Destina-se a captar todos os restantes sólidos passíveis de provocarem o entupimento do sistema.

3.4.6.4 Bacia de infiltração

3.4.6.3.1 Descrição geral

A bacia de infiltração destina-se à remoção dos poluentes dissolvidos ou associados à fracção sólida mais fina, metais pesados sobretudo, fracção não passível de ser removida por decantação na bacia de retenção. A remoção procede por absorção e adsorção nos colóides na matéria orgânica do solo, um dos sistemas passivos mais eficientes para a remoção de metais pesados (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001).

Basicamente constitui uma camada de solo artificial, isolada do solo subjacente, por impermeabilização, com elevado teor de matéria orgânica (inicialmente obtida pela adição de turfa, mas depois mantida pela vegetação instalada) na camada superficial. É provido de um sistema de distribuição homogénea da água, por condutas enterradas, ligado a emissores. Inferiormente é provido de um sistema de drenagem, ligado à saída para o meio receptor. A bacia deverá ser também equipada com uma condução superficial para águas em excesso.

A vegetação a instalar deve ser capaz de uma formação importante de matéria orgânica e com capacidade de suportar condições de seca prolongada. Dado que o sistema apresenta uma drenagem adequada não é necessário que a vegetação seja capaz de suportar condições de encharcamento. As espécies mais adequadas são as gramíneas, salientando-se variedades de *Cynodon dactylon* (L.) Pers., denominada vulgarmente por grama, resistente à seca, e outras espécies herbáceas. Também propostas para valas relvadas (Figura 3.1).

O solo criado para o processo de tratamento inclui as seguintes camadas (Figura 3.8):

- Camada superficial com 0.40 m de espessura, formada por uma mistura de areia, silte e turfa, de modo a garantir a taxa de infiltração pretendida. Neste solo será instalada a vegetação;
- Camada de areia subjacente com 0.45 m de espessura, que actua como filtro dos materiais finos suprajacentes;
- Camada drenante de fundo com 0.15 m de espessura, formada por brita ou areão grosso envolvendo drenos perfurados. A drenagem permite a remoção da água em excesso, impedindo fenómenos de estagnação e desestabilização da estrutura;
- Camada de impermeabilização formada por uma geomembrana. Impede o contacto do sistema com as camadas permeáveis subjacentes.

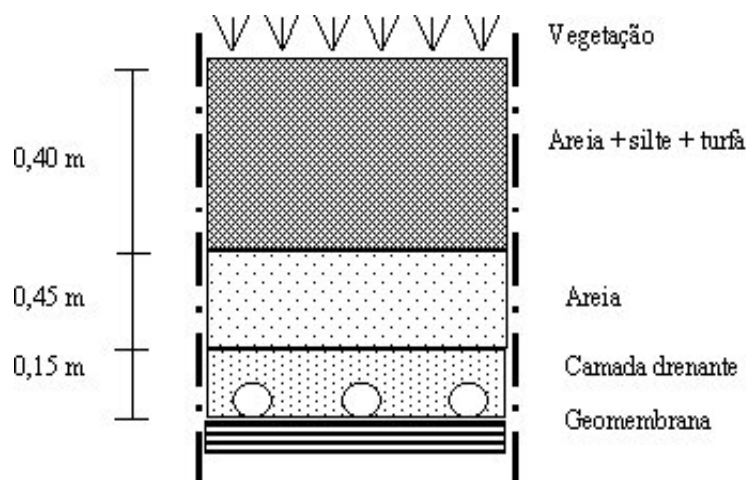


Figura 3.8 – Pormenor das camadas de materiais no leito filtrante (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Na bacia de infiltração é instalada uma cobertura de vegetação gramínea, obtida de exemplares edafo-climatologicamente adaptados, de preferência obtidos na área de implantação do sistema de tratamento, à base de *Cynodon dactylon*. Admite-se a escolha de outras espécies desde que seja demonstrada a sua permanência, nas condições de operação, e a formação de uma camada significativa de camada vegetal.

3.4.6.3.2 Sistema de irrigação

Contrariamente a um sistema de rega convencional (ABECASSIS, 1945; CALVO, 1996; RAPOSO, 1994), o sistema de irrigação constante da bacia de infiltração apresenta vantagens, nomeadamente a possibilidade de estabelecer as cotas do terreno, compensando as perdas de carga previstas. No entanto, como inconvenientes, salienta-se o facto de se pretender um sistema totalmente passivo, sem fontes de energia e com manutenção mínima. Acresce ainda que as cotas disponíveis para implantação das bacias, desde logo restritas, em geral, provocam que a carga disponível para o sistema de rega seja reduzida. Outro factor importante é, também, a variação da cota ao longo do tempo, segundo o nível de acumulação na bacia de retenção, a qual é significativa tendo em consideração a reduzida carga a que o sistema funciona.

A água de irrigação é conduzida por uma conduta adutora, da saída do filtro granulométrico, para a parte mais elevada da bacia de infiltração. A adutora transmite a água a um porta-ramas enterrado que se desenvolve lateralmente ao longo da bacia de infiltração, no qual existem derivações perpendiculares - ramos, levando a água aos emissores, tubos verticais e alcançando a superfície. As Figuras 3.9 e 3.10 ilustram o sistema de irrigação.

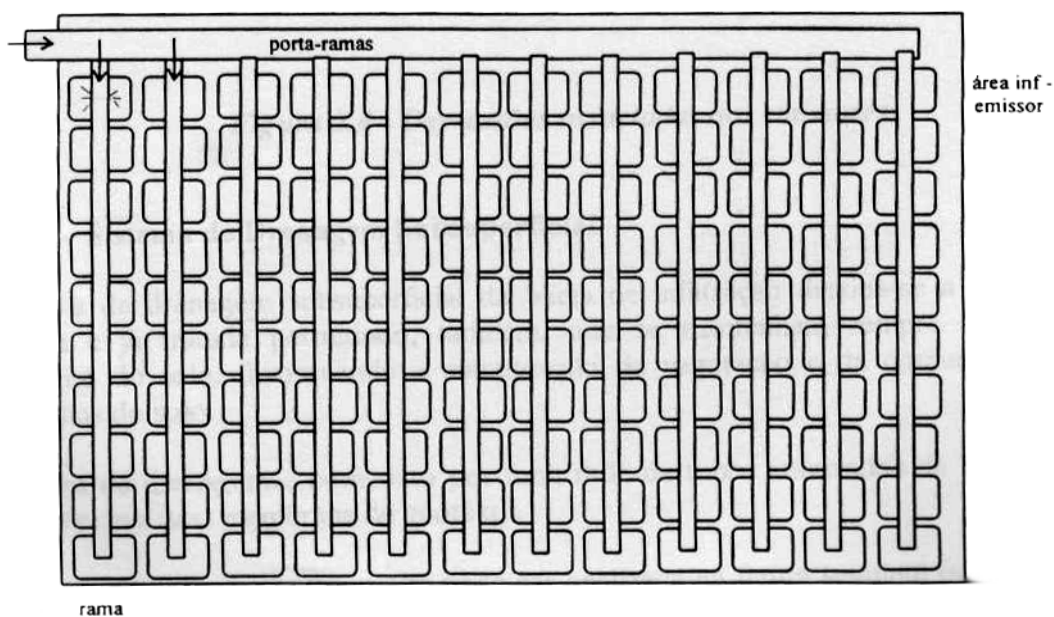


Figura 3.9 - Estrutura de distribuição da água para irrigação (esquema geral)
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

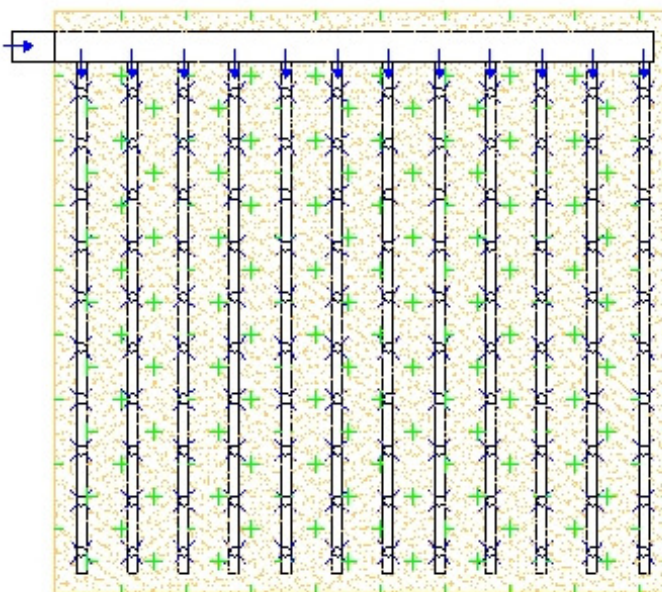


Figura 3.10 - Estrutura de distribuição da água para irrigação (desenho)
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

O extremo dos tubos é provido de um orifício gotejador permitindo a saída de água segundo o caudal pretendido. Externamente ao gotejador encontra-se um dispositivo de perda de velocidade, de modo a controlar a erosão causada pelo jacto de água.

Cada emissor encontra-se no centro de uma zona rectangular levemente depressionada, de fundo horizontal, e rodeada por ligeiros taludes, de forma a permitir a distribuição equitativa dos caudais. A modelação do terreno e disposição dos emissores é apresentada na Figura 3.11.

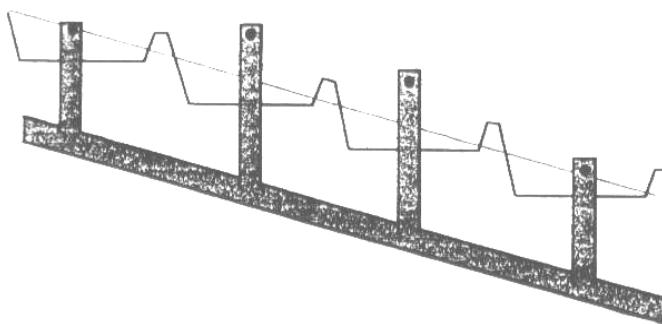


Figura 3.11 – Modelação do terreno e disposição dos emissores
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

A saída dos emissores é de dimensão relativamente reduzida (variando entre 1.5 a 2.5 mm de diâmetro), reduzindo-se a probabilidade de entupimento tendo em consideração a existência do tratamento prévio à bacia de infiltração.

3.4.6.3.3 Sistema de drenagem subsuperficial

O sistema de drenagem subsuperficial da bacia de infiltração destina-se a remover a água infiltrada e já tratada permitindo, também, que se mantenham sempre as condições de arejamento do solo, favorecendo a manutenção da vegetação e da comunidade de microrganismos do solo.

O sistema de drenagem é composto por uma rede de tubos enterrados de PVC perfurado e envolvidos por uma membrana de geotêxtil. A implantação da rede de drenagem pode ser analisada na Figura 3.12, onde se distingue o dreno principal que recolhe a água dos tubos de drenagem laterais. A estrutura proposta facilita as operações de manutenção no dreno principal.

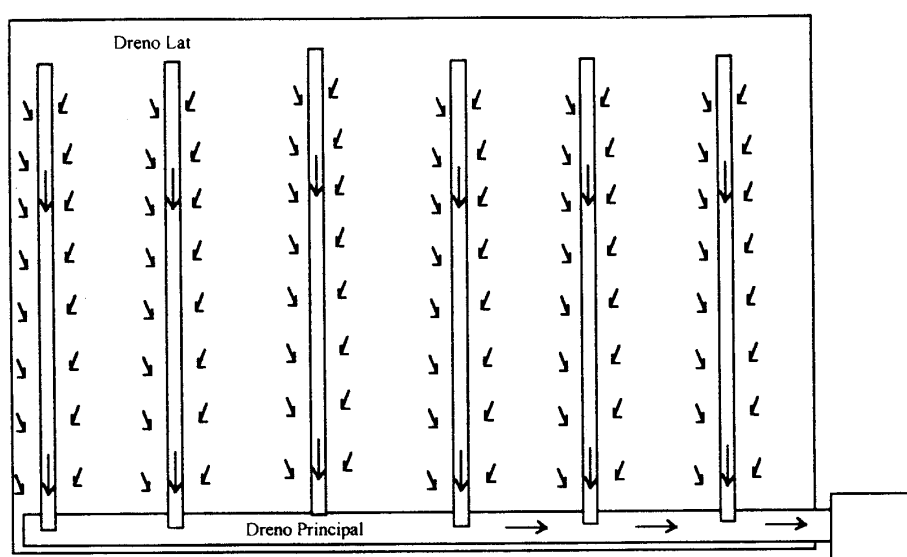


Figura 3.12 – Esquema de drenagem do leito filtrante
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Os tubos de drenagem são colocados no fundo do leito de filtração, envolvidos numa camada de brita (Figura 3.13). O terreno do fundo será sujeito a uma modelação que impede a acumulação de água no fundo.

A conduta principal do sistema de drenagem do leito filtrante descarrega numa caixa, que drena o efluente para o meio receptor.

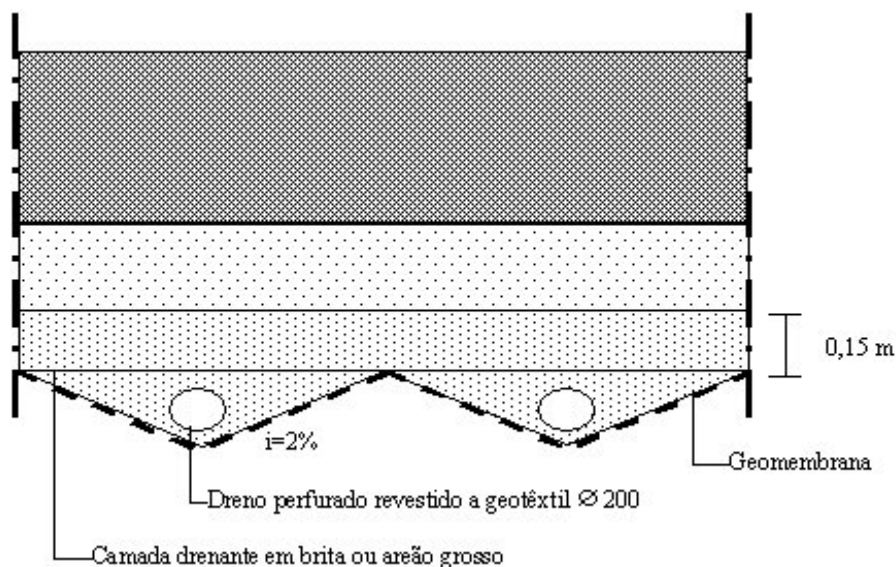


Figura 3.13 – Corte transversal do sistema de drenagem do leito filtrante (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

3.4.6.5 Descarga do efluente final

A caixa de saída do efluente final (prevista na tecnologia por bacias de retenção/decantação e infiltração) deve estar protegida por uma grelha, de modo a proteger o sistema da entrada de roedores. A caixa descarrega para o meio receptor, garantindo-se o não retorno da água ao sistema de tratamento.

Deve prever-se protecção à descarga, garantindo a dissipação de energia por meio de enrocamento.

3.4.6.6 Manutenção do sistema de tratamento

Após períodos de precipitação deverá ser verificado o funcionamento das condutas, nomeadamente o desentupimento dos orifícios e a correcção de taludes, entre patamares, que tenham ficado destruídos.

A areia dos filtros granulométricos deverá ser periodicamente decapada na sua parte superior e substituída por areia limpa, de modo a manter a perda de carga em valores aceitáveis. Tal operação deverá ocorrer em resultado das acções de monitorização e quando se verificar que o caudal saído da bacia de retenção não garante o seu esvaziamento em 8 dias.

Periodicamente devem ser limpas as grelhas previstas para cada sistema e, com uma periodicidade anual, deve ser removida a vegetação em excesso na bacia de retenção.

3.5 Critérios de dimensionamento dos sistemas de tratamento - melhores estratégias de gestão

3.5.1 Descrição geral

O dimensionamento dos sistemas de tratamento de AEE é feito de acordo com o previsto no projecto de drenagem. Em geral, tem-se em consideração os seguintes critérios de dimensionamento:

- a) Colectores da via rodoviária, valas laterais ou colector afluente ao sistema, vala de macrófitas, gradagem, *by-pass* - período de retorno (T) de 50 anos e um tempo de concentração (t_c) de 10 minutos.
- b) Caixa de recepção de caudal, separador de hidrocarbonetos, vala relvada - T = 2 anos, t_c = 10 minutos.
- c) No caso das águas de escorrência que afluem à tecnologia por bacias, considera-se drenagem separativa, sendo que o dimensionamento é feito admitindo uma altura de precipitação (mm) recolhida do pavimento, uma vez que em geral resulta da situação mais desfavorável comparativamente aos valores obtidos para um período de retorno de 2 anos. Consequentemente, o dimensionamento da bacia de retenção/decantação, do separador de hidrocarbonetos, do tratamento prévio à bacia de infiltração e da bacia de infiltração é feito atendendo ao volume drenado para o sistema correspondendo à altura de precipitação característica da região. A gradagem e a descarga do efluente final são dimensionados para um período de retorno de 2 anos e tempo de concentração de 10 minutos.

3.5.2 Implantação e características hidráulicas: dados de projecto

Para a implantação dos sistemas de tratamento é necessário atender aos seguintes dados de projecto:

- Área (m²)
- Cota topográfica afluente (m)
- Cota topográfica efluente (m)
- Diferença de cotas (m)
- Lado da via (sentido ascendente de km).

Para a definição das características hidráulicas do sistema de tratamento, deverão caracterizar-se os seguintes dados de projecto:

- Troço crítico
- Extensão de traçado (m)
- Ponto de descarga
- Lado da via
- Largura média da plataforma (m)

- Caudal para T = 50 anos (l/s)
- Caudal para T = 2 anos (l/s)
- Volume para T = 2 anos (m³).

Para a definição das características da estrutura afluente ao sistema de tratamento, consideram-se os seguintes dados de projecto:

- Estrutura
- Material
- Inclinação (%)
- Diâmetro (mm)
- Largura do rasto (m)
- Altura da vala (m)
- Cota de chegada ao sistema (m).

3.5.3 Gradagem

A gradagem impede a sobrecarga de inertes prejudiciais à eficácia do sistema de tratamento (TCHOBANOGLIOUS e BURTON, 1993). Deste modo, os sólidos mais grosseiros são, em geral, retidos numa grade em aço inox com espaçamento de 25 mm (grades médias), implantada na câmara de gradagem. Para o dimensionamento efectuado admitem-se os seguintes pressupostos:

- a) $Q_{gradagem} = 70 \% Q_{afluente}$, para obter dimensões geométricas da câmara de grades compatíveis com o tipo de efluente em questão (águas de escorrência) e, conseqüentemente, evitar o sobredimensionamento da câmara, considerando ainda que a afluência de sólidos grosseiros ao sistema apresenta alguma irregularidade.
- b) Velocidade de atravessamento = 1.0 m/s
- c) Espaçamento entre barras = 25 mm
- d) Espessura de cada barra = 10 mm
- e) Quantidade média de gradados removida = 20 m³/10 m³
- f) Quantidade máxima de gradados removida = 36 m³/10 m³.

Para o dimensionamento da grade e da câmara de gradagem consideram-se os seguintes dados de projecto:

Grade:

- Área útil de atravessamento (m²)
- Profundidade (m)
- Comprimento útil (m)
- Número de espaços
- Comprimento útil corrigido (m)

- Número de barras
- Inclinação

Câmara de gradagem:

- Altura (m)
- Comprimento (m)
- Largura (m)
- Área (m²)
- Cota afluente (m)
- Cota efluente (m).

3.5.4 Caixa de recepção de caudal e *by-pass*

Admite-se um dimensionamento que garanta o escoamento total de água permitindo um elevado tempo de retenção no sistema (aumento da eficiência de tratamento), atendendo ao caudal afluente e, simultaneamente, garantir a estabilidade dos órgãos de tratamento a jusante, sem prejudicar os objectivos pretendidos.

A caixa apresenta uma configuração rectangular (relação comprimento:largura de 2:1), cujas características apresentam-se seguidamente (compartimento que aflui ao sistema de tratamento, compartimento para *by-pass* e caixa em geral):

Geral:

- Volume para T=2 anos (m³)
- Tempo de retenção (h)
- Caudal afluente ao separador de hidrocarbonetos (l/s)

Compartimento que aflui ao sistema de tratamento:

- Área (m²)
- Largura (m)
- Comprimento (m)

*Compartimento para *by-pass*:*

- Comprimento (m)
- Largura (m)
- Área (m²)

Caixa de recepção de caudal:

- Altura (m)
- Altura do septo central (m)
- Largura total (m)
- Comprimento total (m)

- Área total (m²)
- Cota afluyente (m).

Os dados de projecto para a caracterização do colector de *by-pass* são os seguintes:

- Caudal para T = 50 anos (l/s)
- Caudal (%)
- Caudal (Q_p) (m³/s)
- Inclinação (%)
- Diâmetro de cálculo (m)
- Diâmetro nominal (m)
- Velocidade (m/s)
- Cota de entrada (m)
- Cota de saída (m).

O cálculo do diâmetro do colector é efectuado recorrendo à fórmula de Manning-Strickler, que traduz a expressão de cálculo do caudal de ponta escoado em superfície livre por uma tubagem. O valor de K_s considerado é de 90 m^{1/3}/s, considerando como material o PVC (LENCASTRE, 1996; QUINTELA, 2000).

3.5.5 Separador de hidrocarbonetos

3.5.5.1 Critérios de dimensionamento

O dimensionamento do separador de hidrocarbonetos tem em consideração o tempo de retenção admitido na caixa de recepção de caudal, nomeadamente no compartimento que aflui ao sistema de tratamento. Consideram-se os seguintes dados de projecto:

- Tempo de retenção (h)
- Caudal (l/s)
- Factor de segurança (o dimensionamento do separador é afectado por um factor de segurança compreendido entre 2 e 3 para compensar o efeito turbulência provocado pela admissão através da caixa de recepção de caudal)
- Caudal de dimensionamento (l/s).

As características do separador de hidrocarbonetos (com câmara de decantação) incluem:

- Fabricante
- Modelo
- Caudal (l/s)

- Volume útil (l)
- Volume de retenção de lamas (l)
- Volume de retenção de óleos (l)
- Diâmetro total (mm)
- Área (m²)
- Cota de entrada (m)
- Cota de saída (m)
- Sistema de segurança
- Acessórios
- Materiais: bacia do separador, estrutura de suporte interna, tampa.

O sistema de segurança/dispositivo de alarme permite emitir um sinal audiovisual que funcionará quando se atingirem 4/5 da capacidade máxima de produtos separados, e quando se atingir a capacidade máxima de produtos separados. Os sinais de alarme deverão ser transmitidos à distância por GSM a uma central a localizar no Centro de Operações da concessionária da via rodoviária, de modo a permitir um controlo do sistema sem necessidade de um operador permanente.

A Figura 3.14 ilustra um separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação.

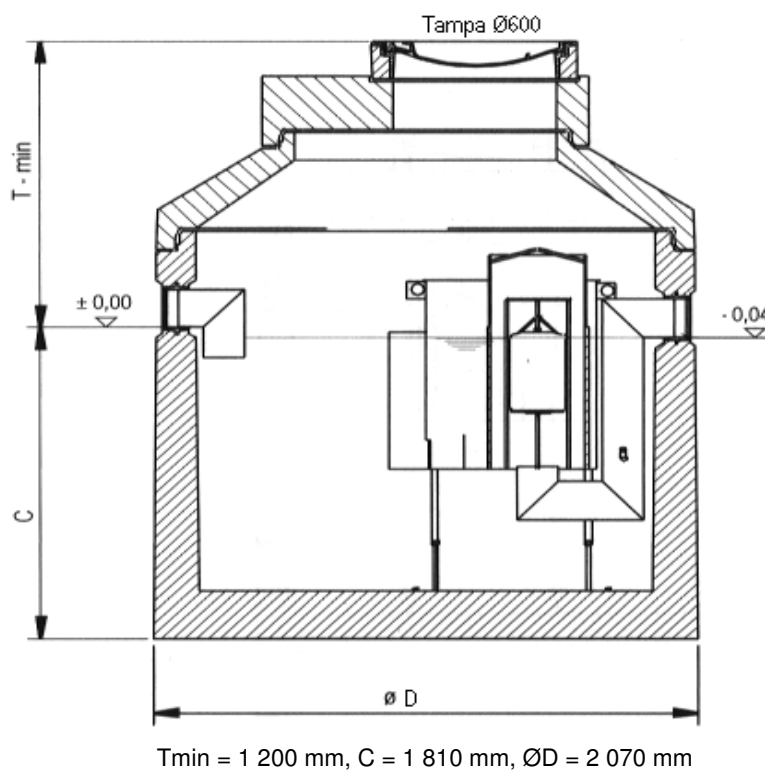


Figura 3.14 – Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

3.5.5.2 Considerações para a execução

Para a implantação do separador de hidrocarbonetos há que proceder a um conjunto de trabalhos de escavação, fundo da vala e enchimento.

A escavação não deve ser superior a 20 cm relativamente às dimensões do equipamento a instalar, para evitar as pressões do enchimento. Quando tal não é possível, é conveniente a colocação de uma parede à sua volta.

O fundo da escavação pode ser constituído por uma placa de betão, com a superfície livre de arestas ou, em alternativa, uma camada de gravilha de grau 4 a 5 com 30 cm de altura. Sobre esta base, deve colocar-se uma camada de areia ou de gravilha de reduzida granulometria, grau 1 a 2, com 10 cm de altura.

No que concerne ao enchimento do separador de hidrocarbonetos, deve implantar-se o equipamento na vala e encher com água, colocando o enchimento de areia, ou gravilha fina, entre o equipamento e a parede escavada. Estes enchimentos devem ser faseados para não criar contrapressões. O enchimento também pode ser efectuado com terra crivada.

Caso seja necessário, existem prolongas para as bocas (segundo as normas DIN 1999), para compensar a altura até ao nível da superfície do terreno, isolando o equipamento dos agentes externos e, simultaneamente, permitir a acessibilidade e manutenção.

O enchimento superior nunca deverá ultrapassar os 20 cm de espessura. Quando tal suceder é necessário a colocação de uma placa de betão armado de acordo com a altura de enchimento a suportar, assente sobre terreno firme.

Deve-se ter em atenção os pontos para saída de gases, os quais evitam a acumulação na superfície, eliminando o perigo de explosão.

Ao colocar o equipamento é fundamental o seu nivelamento, tomando como referência as bocas de inspecção, nos sentidos longitudinal e transversal.

3.5.6 Vala relvada

CALTRANS (1998), FHWA (1996a e 1996b) e SETRA (1997), apresentam os critérios para uma óptima eficiência de tratamento em valas relvadas (constante do Capítulo 2.8.3 da presente tese – Quadro 2.21).

Apresentam-se de seguida os dados de projecto e os cálculos efectuados para determinar e avaliar a estabilidade hidráulica duma vala relvada trapezoidal, seguindo os critérios de FHWA (1996b), admitindo os seguintes pressupostos:

- a) O caudal de projecto consiste no caudal afluente ao separador de hidrocarbonetos (órgão imediatamente a montante da vala relvada), com base em eventos associados a um período de retorno de 2 anos (de acordo com o Cap. 3.5.1);
- b) O declive longitudinal da vala (S) é determinado a partir da topografia do local: $S = \text{Diferença de cotas} / \text{Comprimento da vala}$;
- c) A espécie de relva utilizada é a *Cynodon dactylon* (L.) Pers.
- d) Área de escoamento: $A = D_{\text{máx}} \times (B + (Z \times D_{\text{máx}}))$;
- e) Perímetro molhado: $P_m = B + (2 \times D_{\text{máx}}) \times (1 + Z^2)^{1/2}$;
- f) Raio hidráulico: $R = A / P$;
- g) Caudal máximo: $Q_{\text{máx}} = A \times V$.

A estabilidade da vala é reflectida na comparação dos parâmetros caudal máximo e caudal de projecto, ou seja, se $Q_{\text{máx}} > Q$, então a vala é estável. Caso contrário, poderá reduzir-se a altura de escoamento aumentando a largura da base da vala ou utilizando taludes laterais com inclinações mais suaves. A redução da altura de escoamento potencia a remoção de poluentes e deve ser favorecida.

Deste modo, apresentam-se seguidamente os dados de projecto a considerar para o dimensionamento de uma vala relvada, em termos de caracterização e cálculos a efectuar para determinar o retardamento.

Caracterização:

- Cota topográfica do afluente (m)
- Cota topográfica do efluente (m)
- Caudal (Q) (l/s)
- Declive longitudinal da vala (S) (m/m)
- Comprimento da vala (L) (m)
- Largura da berma (m)
- Largura da base, excluindo berma (m)
- Largura da base (tentativa e erro) (B) (m)
- Inclinação dos taludes laterais (horizontal/vertical) (Z)

- Espécie de relva
- Tipo de solo

Cálculos a efectuar para determinar o retardamento:

- Retardamento
- Altura máxima do escoamento ($D_{máx}$) (m)
- Altura da vala (m)
- Área de escoamento (A) (m^2)
- Perímetro molhado (P_m) (m)
- Raio hidráulico (R) (m)
- Velocidade (m/s)
- Caudal máximo ($Q_{máx}$) (l/s).

Na implantação das valas relvadas deverá proceder-se ao revestimento com geomembrana, bem como protecção à descarga através de enrocamento no final da vala, garantindo a dissipação de energia.

3.5.7 Tratamento por bacias: bacia de retenção/decantação e bacia de infiltração

3.5.7.1 Bacia de retenção/decantação

A bacia de retenção/decantação é dimensionada para recolher o volume drenado para o sistema correspondendo à altura de precipitação característica da região. Este pressuposto teve como base admitir a situação mais desfavorável, ou seja, o maior volume de projecto, comparativamente ao volume calculado para um período de retorno de 2 anos e um tempo de concentração de 10 minutos (LENCASTRE e FRANCO, 1984).

O cálculo do volume retido tem em conta dois princípios:

- Reter entre 95 a 99 % da carga poluente, o que é previsto segundo modelos matemáticos baseados em resultados experimentais (NOVOTNY e OLEM, 1994);
- É o volume que a Environment Protection Agency (EPA, EUA) recomenda que seja retido e tratado.

A este volume deve ser adicionado, para cálculo do volume final da bacia de retenção, o factor de correcção que considera a acumulação de sólidos com origem em fenómenos de erosão, considerando-se em geral a reserva de 10 % para acumulação do volume morto (SERVICE TECHNIQUE DES BASES AÉRIENNES, 2000). Admite-se um tempo de retenção de cerca de 5 dias.

Para o cálculo da largura máxima da bacia deve considerar-se uma margem de segurança de 10 %. A relação comprimento largura é de 1.5:1.

A saída da bacia de retenção situa-se 70 cm abaixo da respectiva entrada, não se situando à cota de fundo mas sim acima da altura máxima prevista para o volume morto (até uma altura máxima do fundo de 50 cm), minimizando deste modo o transporte de sólidos ao sistema de rega, a jusante.

Apresentam-se seguidamente os dados de projecto para a caracterização da bacia de retenção/decantação:

- Volume drenado (m^3)
- Volume total (m^3)
- Volume morto (m^3)
- Tempo de retenção (d)
- Altura máxima de lâmina líquida (m)
- Área útil (m^2)
- Largura máxima (m)
- Comprimento máximo (m)
- Área total de implantação (m^2)
- Cota de entrada (m)
- Cota de saída (m)
- Cota de fundo (m)
- Taludes (horizontal:vertical) - 3:1.

3.5.7.2 Tratamento prévio à bacia de infiltração

3.5.7.2.1 Caixa e grelha

A ligação entre o separador de hidrocarbonetos e a bacia de infiltração é feita por meio de uma caixa, constituída por uma grelha e apresentando dois compartimentos - compartimento 1 e 2 (Figura 3.7), considerando um tempo de retenção de 30 minutos em geral.

A grelha, em aço inox, apresenta um espaçamento entre barras de 25 mm (grades médias), admitindo-se uma velocidade de atravessamento de 0.8 m/s e espessura de cada barra de 10 mm. Deste modo, obtém-se as seguintes características:

Dados de projecto:

- Volume afluente (m^3)
- Caudal (m^3/s)

Características da grelha:

- Área útil de atravessamento (m²)
- Profundidade (m)
- Largura útil (m)
- Número de espaços
- Largura útil corrigida (m)
- Número de barras
- Inclinação (°)

Características da caixa:

- Largura (m)
- Comprimento (m)
- Área (m²)
- Profundidade (m)
- Cota afluente (m).

3.5.7.2.2 Filtro granulométrico

O filtro granulométrico é colocado a montante da bacia de infiltração, à saída do compartimento 2 da caixa de ligação entre o separador de hidrocarbonetos e a bacia, sendo a sua função remover todos os materiais passíveis de colmatar as condutas a jusante. A saída é feita por tubo perfurado, de diâmetro igual ao da adutora à bacia de infiltração, protegido por geotêxtil de modo a impedir a saída do leito filtrante.

O material filtrante é escolhido de modo a limitar a perda de carga a valores aceitáveis, variáveis com a bacia em causa. O filtro é preenchido com uma areia média de diâmetro equivalente 0.5 mm. Deverá ser uma areia limpa e homogénea.

O filtro granulométrico é implantado numa caixa. Os dados de projecto a considerar são os seguintes:

Características do filtro granulométrico:

- Largura (m)
- Comprimento (m)
- Área (m²)
- Profundidade (m)
- Diâmetro equivalente do grão (mm)
- Porosidade

Características da caixa do filtro granulométrico:

- Largura (m)

- Comprimento (m)
- Área (m²)
- Altura (m)
- Cota afluente (m)
- Cota efluente (m).

3.5.7.3 Bacia de infiltração

3.5.7.3.1 Características gerais

Constitui o sistema de tratamento propriamente dito, sendo, de entre os sistemas de tratamento mais simples, o mais eficiente para a remoção dos poluentes em causa (metais pesados), permitindo, nas adequadas condições de funcionamento e manutenção, eficiências muito elevadas.

No entanto, a sua acção de remoção de poluentes depende fortemente das condições de funcionamento, sendo necessário garantir, nomeadamente, que a infiltração e percolação não sejam demasiado rápidas, sendo a infiltração realizada de forma homogénea na superfície do solo, e que não exista escoamento preferencial ou saída pela descarga de superfície. Consequentemente, um dos parâmetros fundamentais neste sistema de tratamento é a taxa de infiltração máxima na mistura de solo, areia e turfa utilizada como suporte físico de tratamento (Figura 3.8). Esta taxa deve variar entre 5 e 50 mm/h (NOVOTNY e OLEM, 1994). Contudo, é necessário reservar parte dessa taxa de infiltração para precipitações de elevada intensidade (que eventualmente ocorram durante o período de infiltração), de modo a não provocar alagamentos excessivos que danifiquem o sistema de tratamento. Considera-se, assim, uma taxa de dimensionamento de 12.5 mm/h, exclusiva para o processo de tratamento.

Para calcular a área da bacia é necessário considerar que o volume da bacia de retenção deve ser totalmente escoado em cerca de 5 dias, período ao fim do qual é necessário que a capacidade de encaixe da bacia de retenção esteja totalmente repostas. A relação comprimento largura deverá ser de 2:4, admitindo uma margem de segurança de 10 % em relação ao comprimento. A cota de entrada da bacia de infiltração situa-se 50 cm abaixo da cota de saída da caixa do filtro granulométrico.

Os dados de projecto para a caracterização da bacia de infiltração são os seguintes:

- Caudal afluente (m³/d)
- Área útil (m²)
- Altura da camada filtrante (m)
- Volume infiltrado (m³)
- Comprimento máximo (m)

- Largura máxima (m)
- Área total de implantação (m²)
- Cota de entrada (m)
- Cota de fundo (m)
- Declive (%) – 3.0 %
- Taludes (horizontal:vertical) - 3:1.

3.5.7.3.2 Sistema de irrigação

A água de irrigação é conduzida por uma conduta adutora, da saída do filtro granulométrico, para a parte mais elevada da bacia de infiltração. A adutora transmite a água a um porta-ramas enterrado a 30 cm de profundidade que se desenvolve lateralmente ao longo da bacia de infiltração. A intervalos iguais, 2.5 m, as ramas levam a água aos emissores/gotejadores (Figuras 3.9 e 3.10), a intervalos também iguais e com o comprimento de 2.5 m.

O número de emissores a instalar é determinado conjuntamente com o seu comportamento hidráulico, procurando-se maximizar o diâmetro de saída dos emissores, reduzindo assim o risco de entupimento, mas sem aumentar excessivamente a área a irrigar por cada emissor. Por outro lado, procura ainda atender-se às características dos materiais disponíveis no mercado.

Para o cálculo do comprimento do porta-ramas e de cada rama, admite-se uma redução de 5.0 m em relação à largura e ao comprimento da bacia de infiltração, respectivamente.

A área a irrigar por emissor é determinada pela taxa de infiltração no solo e pelo caudal saído no emissor, que varia com a altura de água na bacia de retenção, a qual determina a carga hidráulica no sistema.

Um sistema de tratamento pode ser agrupado num dos três conjuntos definidos de carga hidráulica, consoante a ordem de grandeza deste parâmetro a que o sistema está submetido. Cada um dos conjuntos distingue-se por um comportamento hidráulico do emissor, isto é, a carga hidráulica a que se origina o caudal geral de dimensionamento:

- Grupo 1: bacias funcionando com cargas hidráulicas inferiores a 2.0 m/h.
- Grupo 2: bacias funcionando com cargas hidráulicas inferiores a 3.0 m/h e superiores a 2.0 m/h.
- Grupo 3: bacias funcionando com cargas hidráulicas superiores a 3.0 m/h.

Os dados de projecto para a caracterização do sistema de distribuição de água para irrigação apresentam-se seguidamente:

- Comprimento do porta-ramas (m)
- Distância entre ramas (m)
- Distância entre emissores/gotejadores (m)
- Número de ramas
- Número de ramas corrigido
- Distância das 2 ramas dos extremos corrigida (m)
- Distância das restantes ramas (m)
- Comprimento de cada rama (m)
- Comprimento total de ramas (m)
- Número de emissores/rama
- Número de emissores/rama corrigido
- Distância dos 2 emissores dos extremos corrigida (m)
- Distância dos restantes emissores (m)
- Número total de emissores
- Diâmetro do orifício equivalente dos emissores (m)
- Declive do porta-ramas (%) – 0.05 %
- Declive das ramas (%) – 0.10 %
- Caudal total (m^3/d , m^3/h)
- Caudal de cada emissor (l/h)
- Carga hidráulica do emissor (m/h)
- Grupo de carga hidráulica
- Carga média (m).

A execução dos orifícios, ou colocação de equipamentos específicos para emissão, deve ser executada de modo a garantir os caudais previstos para a carga de definição. A determinação do diâmetro deve ser submetida a uma análise experimental no material concreto a ser utilizado.

3.5.7.3.3 *Tubagens (adutora, porta-ramas e ramas)*

As condutas de adução de água à bacia de infiltração, o porta-ramas, as ramas e os emissores são de PVC rígido tratado para resistir à radiação solar, mesmo sendo prevista a sua colocação enterrada. As características das tubagens da bacia de infiltração (diâmetro nominal e interno), deverá ser o mais adequado, em função do número de ramas e emissores, de modo a compensar as perdas de carga, contínuas e localizadas, com a variação da cota de saída dos emissores, de modo a que a carga (e o caudal) em todos os emissores sejam iguais.

As perdas de carga contínuas são obtidas pela fórmula de Colebrook, para regime turbulento ou transitório. As perdas de carga localizadas (derivações e válvulas para as ramas) são calculadas segundo R. Comolet (LOPEZ-SANCHEZ, 1992).

Os emissores são colocados verticalmente, em derivação nas ramas, com um comprimento tal que garanta as cotas de emissão fixadas. O porta-ramas e as ramas são colocadas a 30 cm de profundidade. Assim, seguidamente nomeiam-se os emissores pelo número da rama (n° crescente, de 1 a n , em função da distância ao porta-ramas a partir da adutora) e pelo número de emissor na rama, de 1 a m , crescendo do porta-ramas para a extremidade da rama. Os patamares para onde descarregam os emissores apresentam fundo plano, sendo a cota de fundo decrescente segundo os declives para o porta-ramas e ramas, não sendo necessário respeitar a altura dos emissores. Estes ficarão mais ou menos elevados em relação ao solo consoante o necessário (Figura 3.11). O espaçamento entre os patamares é de 2.5 m.

3.5.7.3.4 Sistema de drenagem subsuperficial

A distância entre os drenos laterais é fixada num valor suficiente para garantir uma altura adequada do nível piezométrico na bacia, tendo em consideração a infiltração da água a tratar e a água de infiltração directa da precipitação. A inclinação do dreno principal iguala o declive longitudinal da bacia. Os drenos laterais são colocados com a inclinação de 0.2 %. O diâmetro dos drenos deve ser fixado num valor que majore, para todos os drenos secundários, tendo em consideração a inclinação e o coeficiente de rugosidade, o diâmetro necessário, segundo a equação de Manning-Strickler (SCHWAB *et al.*, 1994). O tubo de ligação ao sistema de drenagem é de 0.25 m. Os tubos são perfurados, com pelo menos três filas de orifícios e revestidos de material filtrante.

Os dados de projecto que caracterizam o sistema de drenagem subsuperficial do leito de infiltração são os seguintes:

Drenos laterais ou secundários:

- Distância (m)
- Diâmetro nominal (mm)
- Declive (%) – 0.2 %
- Número
- Comprimento (m)
- Comprimento total (m)

Dreno principal:

- Diâmetro nominal (mm)
- Declive (%) – 3.0 %
- Número

- Comprimento (m)
- Diâmetro do tubo de ligação do sistema de drenagem (mm) – 0.25 mm.

3.5.7.4 Considerações para a execução e protecção dos taludes das bacias

Para a implantação das bacias há que proceder a um conjunto de trabalhos de terraplenagem, com susceptibilidade de utilização total dos materiais escavados nos aterros da própria bacia (caso tenha um perfil misto) e/ou na construção da via, com distância de transporte reduzida.

Em relação aos aterros considera-se que numa primeira fase sejam executadas as terraplenagens gerais até ao nível do coroamento da bacia após a desmatação, aterro que, deve encontrar-se devidamente compactado e delimitado pelos taludes exteriores. Numa segunda fase dos trabalhos, deverão ser feitas as escavações das caixas de implantação sem se atingirem as dimensões do projecto, seguidas de uma sobre-escavação cuidada para ajustamento às cotas finais.

Na execução dos aterros, a compactação deverá ser por camadas de 0.20 m, com cilindros vibradores e com um número de passagens e teor de humidade adequada às características dos materiais a utilizar, após ensaios laboratoriais "*in situ*". A inclinação dos taludes de aterro e escavação das bacias até ao nível de coroamento deve ser de 1.5:1 (horizontal:vertical).

Em relação ao revestimento da bacia de retenção, deve ser adoptada uma geomembrana com uma estrutura base constituída por um geotêxtil tecido em PEAD impregnado exteriormente com PEBD e protegido nas duas faces com um geotêxtil não tecido em polipropileno termosoldado. A geomembrana deve apresentar as seguintes propriedades mecânicas (Quadro 3.14):

Quadro 3.14 – Propriedades mecânicas da geomembrana
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Direcção de Fabrico	Carga de altura	28 kN/m
	Alongamento	19 %
	Resistência ao rasgamento	300 N
Direcção Transversal	Carga de rotura	28 kN/m
	Alongamento	17 %
	Resistência ao alongamento	300 N
Punçoamento		18 mm
CBR		4 kN

A referida geomembrana pode ser colocada directamente sobre o terreno, desde que não existam elementos pontiagudos (pedras ou outros). Se necessário, o terreno deve ser coberto com um solo fino (argila ou silte) convenientemente compactado. A geomembrana deve ser exteriormente lastrada e/ou protegida (coberta) utilizando-se para o efeito uma areia média a grossa de grão arredondado. Quanto à ligação entre painéis deve ser efectuada por soldadura e/ou colagem.

Com o intuito de criar um sistema de auto-limpeza do dreno a jusante da bacia de infiltração, até ao ponto de descarga numa linha de água, deve canalizar-se o caudal proveniente da drenagem exterior das bacias para um colector, onde se juntaria o fio de água tratado, saído da bacia de infiltração. Sendo assim, o caudal transportado através do colector já tem capacidade de arrasto, sobretudo no decorrer das primeiras chuvadas.

Por último, é de referir que o complexo das duas bacias deve encontrar-se vedado.

3.5.8 Descarga do efluente final

Os dados de projecto que caracterizam a descarga do efluente final – colector de descarga, da tecnologia por bacias, são os seguintes:

- Inclinação (%) – 1.0 %
- Diâmetro (m)
- Diâmetro nominal (m)
- Velocidade (m/s)
- Cota de fundo da bacia de infiltração (m)
- Cota de entrada na caixa (m)
- Cota de saída (meio receptor) (m).

O efluente final será descarregado numa caixa por meio de um colector em PVC, cujo valor de Ks considerado é de $90 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (LENCASTRE, 1996; QUINTELA, 2000), funcionando igualmente como descarregador de tempestade. O cálculo do diâmetro do colector é efectuada recorrendo à fórmula de Manning-Strickler.

A caixa e o colector a jusante (\varnothing m) deverá constar do Projecto de Drenagem, permitindo a descarga do efluente final no meio receptor.

4. CASOS DE ESTUDO

4.1. Considerações gerais

No presente capítulo é feita a apresentação dos casos de estudo a nível nacional, no que concerne aos sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas e respectiva monitorização. As campanhas de monitorização nos locais de estudo incluíram a medição da precipitação e a amostragem de águas de escorrência ao longo de eventos pluviométricos, além da componente ambiental (solos, águas subterrâneas e águas superficiais).

Não obstante terem sido alvo de plano de monitorização das AEE, a A2 - Alcácer do Sal e a EN10 - Recta do Cabo (DIAMANTINO, 2002), não foram objecto de avaliação na presente dissertação, uma vez que não têm implantado sistemas de tratamento. Também o sistema de bacias de retenção/decantação do viaduto da EN10-8 sobre o sapal da reserva natural do estuário do Sado não foi objecto de avaliação, uma vez que a monitorização e o respectivo estudo desenvolvido por MAÇARICO e BAGUINHO (2013), não inclui a análise da remoção de poluentes associada ao sistema de tratamento, não sendo possível retirar conclusões acerca da sua eficiência.

Os casos de estudo traduzem diferentes condições rodoviárias (tipo e volume de tráfego, perfil longitudinal e transversal da via) e ambientais (clima, ocupação do solo, hidrogeologia) em Portugal, visando a avaliação dos sistemas de tratamento de acordo com a metodologia adoptada para satisfazer os objectivos propostos. Deste modo, foram estudados 22 sistemas de tratamento (correspondentes a 7 tipos de tecnologias) associados às estradas apresentadas seguidamente, representativos das regiões Norte, Centro e Sul do país, conforme a localização (aproximada) ilustrada na Figura 4.1.



Figura 4.1 – Localização dos sistemas de tratamento em estudo

Nos subcapítulos 4.2 a 4.10 é feita a caracterização dos sistemas de tratamento em estudo [IP4 - Vila Real, A24 - Vila Pouca de Aguiar, A1 - Torres Novas/Fátima, IC1 - Mira/Aveiro, A17 - Marinha Grande/Mira, A23 - Ligação Covilhã (Norte), IP6 - Peniche, A6 - Estremoz/Borba e A22 - Guia-Alcantarilha, respectivamente], bem como a apresentação dos resultados de monitorização e respectivos efeitos das AEE na qualidade do meio receptor, sendo que nos subcapítulos 4.5 e 4.6 (IC1 e A17, respectivamente) apresenta-se ainda detalhadamente os critérios de dimensionamento dos sistemas de tratamento.

4.2 IP4 – Vila Real

4.2.1 Caracterização do sistema de tratamento

No IP4, próximo de Vila Real, existe uma bacia a funcionar como sendo de infiltração.

A secção do IP4 estudada entrou em operação no final de 1995. A bacia localiza-se a 14 km a oeste de Vila Real, recebendo águas de escorrência de uma área total de 5 970 m², correspondendo 2 500 m² ao pavimento da estrada. O sistema foi projectado como uma bacia de detenção húmida, com dois compartimentos separados: um tanque de pré-sedimentação com 200 m³ de capacidade e uma segunda bacia com 400 m³. As directrizes para o projecto deste sistema basearam-se em referências da literatura, tais como HVITVED-JACOBSEN *et al.* (1994), dada a total inexperiência em Portugal neste campo (BARBOSA, 2000).

O processo de construção foi a escavação. Os taludes laterais têm uma inclinação de 2.5:1 (horizontal:vertical) e a boca de saída foi colocada 2.0 m acima do fundo, condicionando o nível máximo de água na bacia. A razão comprimento:largura do segundo tanque é aproximadamente 3. Para definir a capacidade da bacia utilizou-se um critério muito conservativo, tendo o caudal sido estimado com base na chuvada média de 72 h, para o mês mais chuvoso – 7.5 mm - multiplicando este valor por 5 (BARBOSA, 1999).

4.2.2 Monitorização

O trabalho de campo, levado a cabo durante vários meses entre 1996 e princípio de 1998, pelo LNEC, permitiu observar que a bacia se comporta como uma estrutura de infiltração, devido à alta permeabilidade do solo e à ausência de geomembrana. Observações locais demonstraram a elevada velocidade do caudal à entrada da bacia e ainda a quantidade considerável de solo que é erodido dos taludes envolventes e transportado para a bacia. O TMD da estrada é 6 000. O nível da água subterrânea encontrava-se 1 m abaixo da superfície em Maio de 1998, após um Inverno invulgarmente chuvoso. Medições em finais de Fevereiro e em Setembro/Outubro de 1998 indicaram valores próximos dos 2 m ou um pouco mais (LEITÃO *et al.*, 2000a).

Um sistema de monitorização foi instalado no local de forma a recolher automaticamente amostras das águas de escorrência do IP4, medir a precipitação e registar o caudal à entrada da bacia. As amostras foram recolhidas a diferentes intervalos de tempo, ao longo da chuvada e posteriormente transportadas e analisadas no laboratório. Os metais pesados totais e dissolvidos foram determinados de acordo com o *Standard Methods* da APHA (1995). À entrada da bacia foram realizadas amostragens correspondentes a 10 eventos e num total de, aproximadamente, 134. Foram analisados os metais pesados (Zn, Cu, Pb, Cd e Cr), além da dureza, sólidos suspensos totais e medições de pH, temperatura e condutividade.

A monitorização realizada no IP4 revelou a importância das fracções dissolvidas de metais pesados nas águas de escorrência, principalmente de Zn e Cu. Este dado vem enfatizar a importância de uma escolha adequada do solo para a retenção de metais.

De acordo com BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN (1998) e BARBOSA (1999), o tipo de solo existente na bacia parece ser capaz de acumular os três metais mais importantes nas águas de escorrência das estradas - Zn, Cu e Pb - o que o faz ser adequado para o uso em sistemas de infiltração. Os resultados indicam ainda que as concentrações muito mais elevadas de Zn, comparadas com as de Cu, nas águas de escorrência não impedem a retenção de Cu. Este resultado experimental é importante pelo facto do Cu ser muito mais tóxico que o Zn e estes dois metais poderem competir por locais de troca e ligação no solo.

No entanto, determinações de metais pesados em amostras de perfis de solo da bacia do IP4 evidenciaram não ser claro o habitual decréscimo das concentrações de metais com a profundidade. Uma das possíveis explicações é a heterogeneidade e o pH baixo do solo.

As concentrações de poluentes nas águas de escorrência do IP4 são geralmente mais elevadas no início da chuvada, fenómeno conhecido como o efeito do primeiro fluxo (*first flush*). No estudo do IP4, o tratamento dos primeiros 50 % do volume de uma chuvada corresponde, em média, a cargas de 61 % de SST e Cu, 69 % de Pb e 65 % de Zn (BARBOSA, 1999). No Quadro 4.1 são apresentadas as concentrações de poluentes nas águas de escorrência do IP4.

Quadro 4.1 - Concentrações de poluentes nas águas de escorrência do IP4
(fonte: BARBOSA e HVITVED-JACOBSEN, 1999)

Parâmetro		Gama de valores	Mediana
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)		<8 – 147	21.0
Zn (µg/l)	Total	<50 – 1 462	110
	Dissolvido	<50 – 1 353	66
Cu (µg/l)	Total	<1 – 54.3	8.0
	Dissolvido	<1 – 55.5	2.1
Pb (µg/l)	Total	<1 – 199.5	8.8
	Dissolvido	<1 – 32.1	1.5

O estudo realizado revelou que a bacia do IP4 está a contaminar as águas subterrâneas subjacentes e a razão deste facto é o solo local possuir um pH ácido (4.2) e, ainda, apresentar uma elevada heterogeneidade na textura. Esta situação facilita a migração das fracções dissolvida e coloidal dos poluentes através do solo até ao nível freático. Simultaneamente, os poluentes na forma particulada depositam-se no fundo da bacia e formam uma camada de sedimentos que vai aumentando, com o tempo.

No que diz respeito à capacidade da bacia, BARBOSA (1999) verificou que o primeiro compartimento é suficiente para captar a totalidade das escorrências recebidas. Simulações em computador utilizando o modelo EHIRIPOND (BARBOSA, 1999), com base em séries de 6 anos de precipitação horária de Vila Real, demonstraram que uma bacia com uma capacidade total de 82 m³ (em vez de 200 m³ + 400 m³) seria suficiente para tratar a totalidade do volume de escorrência produzido. Esta conclusão aplica-se no âmbito de um funcionamento como sistema de infiltração.

4.3 A24 – Vila Pouca de Aguiar

4.3.1 Características da estrada

A autoestrada A24 faz a ligação entre Vila Verde da Raia e Viseu, atravessando três regiões (Trás-os-Montes, Douro e a Beira Alta) e possui uma extensão de 156.600 km. É uma autoestrada que possui características que a distingue das restantes, uma vez que se trata de uma via de montanha, onde os cuidados de manutenção e segurança rodoviária são acrescidos, principalmente durante a época invernal. Entrou em exploração em 2007.

O traçado da A24, em Trás-os-Montes, entre Vila Verde da Raia e Vila Real, atravessa uma zona do Perímetro Alargado de Protecção dos Aquíferos de Alimentação das Águas Minerais de Pedras Salgadas (Lanço E1). O perfil transversal da A24 possui entre 25 e 32 metros de largura total. A zona em estudo está inserida no sublanço E1, entre o km 35+680 e o 54+505. As águas drenadas em toda a extensão da via e taludes, são encaminhadas para as bacias de tratamento.

4.3.2 Caracterização do sistema de tratamento

De acordo com MONTEIRO (2010), foram executadas cinco bacias para tratamento das águas da plataforma, cujo dimensionamento foi efectuado segundo os mesmos critérios. Teve como objectivo captar, reter e tratar por decantação e sedimentação, os poluentes presentes nas águas de escorrência no troço referido, para um período mínimo de três horas e uma intensidade média de precipitação de 10 mm/h (equivalente a uma chuvada uniforme com 6 h de duração, que é o dobro do tempo de retenção, com 2 anos de período de retorno), podendo ainda acumular volumes de água entre chuvadas.

Todas as bacias possuem dois compartimentos principais (a bacia de sedimentação e o tanque de separação de hidrocarbonetos), com funções distintas e um sistema de descarga.

São bacias a céu aberto, com nível de água permanente, dado que foram projectadas de forma a possuírem sempre (excepto em longos períodos de estiagem, na bacia de retenção) uma lâmina de água nos dois compartimentos, com o propósito de garantir uma maior eficiência de tratamento e proteger o fundo da bacia da acção solar, vento, entre outros.

Com o objectivo de evitar a infiltração no solo das águas a tratar e eventual contaminação dos solos e águas subterrâneas, foi efectuada a sua impermeabilização. A base e os taludes das bacias encontram-se impermeabilizados e com geotêxtil de protecção em polipropileno não tecido, agulhado, de gramagem, 325 g/m². Estão ainda revestidos por uma camada de terra vegetal (0.30 metros de espessura), que permite a fixação de vegetação e assegura a estabilização dos taludes.

Das cinco bacias de tratamento, a que é objecto de estudo é aquela que apresenta maior percentagem de área pavimentada e, conseqüentemente, as condições mais desfavoráveis – maior carga poluente. Esta bacia (BT08) recebe as águas de escorrência do ponto quilométrico 43+500.

4.3.3 Monitorização

De acordo com MONTEIRO (2010), o trabalho de campo, realizado nos dias 18 e 19 de Março de 2010, registando um TMD de 5 662 veículos, permitiu obter as seguintes concentrações de poluentes:

- SST – afluente: 29 mg/l, efluente: 20 mg/l;
- HAP – afluente e efluente: < 0.5 µg/l;
- Zn – afluente: 0.51 mg/l, efluente: < 0.1 mg/l;
- Cu – afluente e efluente: < 0.3 mg/l;
- Pb – afluente e efluente: < 1 mg/l.

Da análise dos dados obtidos, MONTEIRO (2010) formulou as seguintes conclusões:

- Numa primeira análise, constata-se que todas as concentrações dos parâmetros cumprem a legislação aplicável (Decreto-Lei n.º 236/98).
- Os valores mais elevados correspondem aos SST, que atingem cerca de 50 % do valor máximo recomendado.
- HAP, Cu e Pb: uma vez que o limite de detecção utilizado para as amostras de entrada e saída foi o mesmo e as concentrações são inferiores a esse limite, nada se pode concluir.
- No caso concreto dos HAP, a concentração é baixa (< 0.5 µg/l), esperava-se um valor mais elevado tendo em conta o volume de tráfego. Contudo, este facto traz a vantagem de não haver preocupações acrescidas no que respeita à qualidade da água que provém da plataforma.
- A quantificação da eficiência das bacias de tratamento, no que respeita à diminuição da concentração de poluentes, é de cerca de 70 %.
- Não se encontra uma relação directa entre a concentração de poluentes e o TMD.
- O facto das concentrações de poluentes à entrada das bacias serem baixas, está de acordo com o referido em JAMES (1999), ou seja, que numa estrada onde circulem menos de 15 000 veículos diários, é provável que não hajam impactes graves no meio ambiente. Contudo, deverá ter-se em conta o processo de acumulação de poluentes, nomeadamente de metais pesados e fracções que não se dissolvem que, com a continuação, poderão provocar danos no futuro.

4.4 A1 – Torres Novas/Fátima

4.4.1 Características da estrada

O perfil transversal da A1 apresenta cerca de 28 m de largura total que correspondem a:

- Duas faixas de rodagem por sentido, no total de 7.5 m;
- Um separador central de 4.0 m de largura;
- Duas bermas esquerdas de 1.0 m de largura;
- Duas bermas direitas de 3.5 m de largura.

Os locais com inclinação superior a 3.5 % têm ainda uma terceira via, para lentos.

A zona de estudo situa-se ao km 113+100, a oeste da A1 perto da cidade de Fátima, no local da bacia de Fátima. Para esta bacia drenam as águas de escorrência da auto-estrada numa área de 22 800 m², correspondente à extensão de faixa de rodagem do km 108+150 ao km 109+100 (SEIA, 1995). As águas de escorrência drenadas para a bacia provêm das duas faixas de rodagem bem como do separador central (MATOS *et al.*, 1999).

O piso da autoestrada na zona de estudo não é drenante e a inclinação é de 2.95 %. Nos restantes locais da autoestrada, as AEE são directamente descarregadas nos solos adjacentes à via.

4.4.2 Caracterização do sistema de tratamento

A bacia de Fátima (Figura 4.2) funciona como uma bacia de retenção, na medida em que tem uma base impermeável. A bacia como está sobredimensionada, tem capacidade para armazenar todo o volume de água que recebe (segundo informações do CAM de Leiria da BRISA, apenas uma vez terá havido saída de caudal). Desta forma, ao planear a metodologia de monitorização, o LNEC teve que excluir a possibilidade de fazer recolhas à saída.

O sistema de tratamento consiste num processo de sedimentação das águas de escorrência da estrada que drenam para a bacia. A água vai evaporando ou, no caso de se atingir o nível máximo de capacidade da bacia, que corresponde a 1.8 m de altura máxima de água, o efluente começa a ser descarregado no meio receptor, no lado oposto à entrada.



Figura 4.2 - Aspecto da bacia da A1 em Janeiro de 2002, após obras de reabilitação efectuadas em 2000 (foto tirada próximo do descarregador de superfície)
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Existem dois estudos sobre a bacia de Fátima, um elaborado em 1999 por MATOS *et al.* (1999) por solicitação da BRISA, e outro elaborado em 2001 resultante de um trabalho final de curso (VIEIRA E OLIVEIRA, 2001). Do estudo efectuado por MATOS *et al.* (1999), resultaram recomendações que foram implementadas em 2002, tais como a reparação do órgão de descarga de fundo da bacia, que vertia água, a instalação de novos dispositivos de intercepção de águas pluviais e a reposição do material argiloso e a substituição da tela GEONIL (G350).

A bacia de drenagem afluente ao sistema de tratamento, corresponde a um perfil transversal da A1 com cerca de 28.00 m de largura total, constituindo uma área de 26 600 m² (950 m de extensão) (MATOS *et al.*, 1999). A bacia de drenagem natural que escoar para o sistema de tratamento apresenta uma área de 38 000 m² (MATOS *et al.*, 1999).

Os cálculos de verificação hidráulica confirmam que o colector de 800 mm, com capacidade para escoar 940 l/s a secção cheia, com uma velocidade correspondente de 1.86 m/s se encontra adequadamente dimensionado. Por outro lado, o estudo recomendou a alteração do sumidouro existente, de forma a aumentar a sua capacidade de intercepção, evitando que escoâncias pluviais não recolhidas acabem por drenar para a bacia, de forma não controlada, provocando a ocorrência de situações de erosão no talude da bacia (MATOS *et al.*, 1999). Esta situação ocorre no caso dos caudais máximos de ponta afluentes.

Em termos hidrológicos, MATOS *et al.* (1999) verificaram, com base no estudo dos registos diários de precipitação do posto de udométrico de Minde (estação 16E/02), no período de 40 anos compreendido entre 1955/56 e 1994/95, que:

- a precipitação média anual é de 1 157 mm;
- 76 % da precipitação ocorre no semestre de Outubro a Março;
- cerca de 83 % das precipitações diárias são inferiores a 5 mm;

- 90 % das ocorrências são inferiores a 10 mm;
- 72 % dos dias não registam precipitação.

No que respeita ao padrão de precipitação na zona de Fátima, concluiu-se ainda que longos períodos sem chuva são seguidos por chuvadas com fraca intensidade e, como tal, com menor capacidade de promover o arraste de substâncias poluentes acumuladas no piso da autoestrada.

O parecer de BARBOSA (1999) que integra o estudo de MATOS *et al.* (1999) refere a utilização de um critério de dimensionamento que consiste em considerar para uma bacia de detenção um volume equivalente a 100-250 m³ por ha de área efectiva drenada. Se se adoptar o valor conservativo da área drenada total (sem a afectar por coeficientes de escoamento) obtém-se um volume para a bacia entre os 646 e os 1 615 m³ de capacidade. Estes valores são muito inferiores ao volume útil real da bacia, de 9 148 m³ [segundo MATOS *et al.* (1999), este cálculo foi determinado admitindo a afluência do caudal de ponta máximo, para um período de retorno de 10 anos, avaliado em 779 l/s e um tempo de retenção correspondente na bacia de cerca de 3 horas].

Tendo por base o estudo de MATOS *et al.* (1999), VIEIRA E OLIVEIRA (2001) estabeleceram a configuração para uma bacia de 646 m³ de capacidade, mantendo a altura máxima da lâmina líquida e a razão comprimento/largura da actual bacia de Fátima. O Quadro 4.2 apresenta estes valores. VIEIRA E OLIVEIRA (2001), com o auxílio de um modelo concebido para o efeito, o EFBACIA, concluíram, com base nas precipitações da área dos anos de 1990 a 1993, que a eficiência mínima dos dois volumes das bacias é de 99.6 % e de 55.8 %, respectivamente para o volume actual e para o volume de 646 m³. VIEIRA e OLIVEIRA (2001) concluíram que a diferença de eficiências não justifica um volume de dimensionamento que é 14 vezes superior, o caso da bacia de Fátima, uma vez que ambos os volumes atingem a eficiência máxima de 100 % e a eficiência média é similar nos dois casos.

Quadro 4.2 - Dimensionamento da bacia de Fátima para dois volumes
(fonte: VIEIRA e OLIVEIRA, 2001)

Parâmetro	Bacia de Fátima	Bacia idealizada
Volume (m ³)	9 148	646
Altura máxima da lâmina líquida (m)	1.8	1.8
Comprimento (m)	100	25
Largura (m)	40	10
Área (m ²)	4 000	250
Volume útil (m ³)	7 200	450

4.4.3 Monitorização

A campanha de monitorização da A1 decorreu de Março a Maio de 2002. Para uma monitorização correcta e após se ter adaptado o equipamento às condições existentes na estrutura de entrada da bacia de Fátima, planeou-se o sistema de amostragem e de instalação do equipamento da seguinte forma:

- Construção de uma plataforma suspensa no interior da estrutura de entrada, que possibilitasse a instalação do amostrador automático de água e o acesso ao colector de entrada na bacia. O acesso à plataforma fez-se a partir do exterior através de uma escada instalada pela BRISA para o efeito;
- Instalação do medidor de precipitação e do painel solar na parte superior da estrutura de entrada, fixando-os com parafusos;
- Construção de um anel adaptador do descarregador Thel-Mar (com 400 mm de diâmetro) ao colector de 800 mm;
- Utilização de uma corrente e cadeado de forma a proteger o equipamento e dissuadir eventuais actos de vandalismo.

Em Maio de 2002, foram efectuadas recolhas em seis ocasiões distintas. Em cada acontecimento, o número de amostras total variou entre 7 e 24. As amostras foram transportadas para o laboratório, onde foram medidos os seguintes parâmetros: temperatura, pH, condutividade, oxigénio dissolvido, potencial redox. Os valores de condutividade foram utilizados, a par com os dados relativos ao caudal, precipitação e tempo de amostragem, para decidir quais as amostras com interesse e como gerar amostras compostas. O laboratório de análises achou necessário dispor de um volume de amostra para a análise dos diferentes parâmetros, muito superior ao esperado, o que também conduziu a uma metodologia destinada a maximizar a informação discreta ao longo do evento e a proporcionar o maior número possível de resultados analíticos. Nesta escolha, sempre que o volume de amostra era reduzido, optou-se por dar prioridade às análises dos metais pesados (Zn, Cu, Pb, Cd e Fe) e sólidos suspensos totais, seguidos dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), das gorduras e da dureza total. Note-se que a determinação dos HAP faculta a concentração dos diferentes compostos.

No Quadro 4.3 são apresentados os resultados obtidos para as gamas de concentrações registadas e para os vários parâmetros medidos. O Ni e o Cr não foram analisados na medida em que não são considerados poluentes prioritários e por haver indicações de que estes metais se encontram em concentrações muito baixas nas águas de escorrência de estradas.

Quadro 4.3 - Gamas de concentrações nas águas de escorrência da A1, monitorizadas à entrada da bacia de Fátima, de Abril a Maio de 2002
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Parâmetro	Número de amostras	Gama de valores
pH	93	6.3 – 7.4
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	93	124 – 357
Dureza Total ($\text{mg CaCO}_3/\text{l}$)	8	39.4 – 104.7
SST (mg/l)	31	10.0 – 872
Zn ($\mu\text{g}/\text{l}$)	21	62 – 736
Cu ($\mu\text{g}/\text{l}$)	24	27 – 76
Pb ($\mu\text{g}/\text{l}$)	24	2 – 58
Cd ($\mu\text{g}/\text{l}$)	24	< 0.5
Fe ($\mu\text{g}/\text{l}$)	24	86 – 3 030
HAP ($\mu\text{g}/\text{l}$)	15	< 0.05 – 0.08
Óleos e gorduras (mg/l)	5	3.2 - 40

No que diz respeito aos recursos hídricos subterrâneos, foram efectuadas diversas análises das condições hidrogeológicas da área envolvente da A1 no sublanço que atravessa o Maciço Calcário Estremenho. De acordo com os dados inventariados no Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo (OLIVEIRA *et al.*, 2000) e também no estudo para aprofundamento de aspectos relacionados com a geologia e a hidrogeologia (IMPACTO2000, 1990), existem no mínimo 65 furos naquele sistema aquífero, localizados nos concelhos de Alcanena, Batalha, Porto de Mós, Santarém, Torres Novas e Vila Nova de Ourém. A profundidade mínima de captação nesses furos é de cerca de meia centena de metros. Crê-se que essa profundidade conjugada com a distância à estrada de vários km será excessiva para se poder tirar conclusões sobre o efeito da poluição gerada pelas águas de escorrência, podendo ser esta uma das razões pela qual o estudo de SEIA (1995) não permitiu estabelecer uma relação causa-efeito.

Constatou-se a presença de Zn, Pb e Cu nas várias amostras de solos analisadas. A relação $\text{Zn} \gg \text{Pb} > \text{Cu}$ é a mais frequentemente encontrada nos solos analisados no Covão do Coelho, de modo equivalente ao que se passa nos solos da bacia e, obviamente, como resultado das concentrações nas águas de escorrência da A1. No entanto, a concentração relativa entre o Pb e o Cu é por vezes invertida, surgindo o Cu em maiores concentrações. Este facto pode ter origem na diminuição drástica do Pb nas águas de escorrência, na década de 90, e pode também resultar de processos de adsorção selectiva de um metal em detrimento de outro. O Cd apenas foi encontrado nalguns solos onde o limite de detecção utilizado foi menor; a sua concentração é sempre inferior ao valor guia holandês (0.8 mg/kg), sendo o valor mais elevado correspondente aos solos situados à saída da passagem hidráulica (PH).

4.5 IC1 – Mira/Aveiro

4.5.1 Caracterização dos sistemas de tratamento

4.5.1.1 Descrição geral

O IC1-Mira/Aveiro é caracterizado por três sublanços:

- Sublanço Mira-Vagos (Lote 1);
- Sublanço Vagos-Aveiro Sul (Lote 2);
- Sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente (Lote 3).

Face à natureza das águas residuais provenientes da lavagem das plataformas das rodovias e à irregularidade dos caudais a tratar, o sistema depurativo preconizado inclui:

- Fase Líquida:
 - Gradagem de sólidos grosseiros (obra de entrada);
 - Bacia reguladora de caudais;
 - Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação;
 - Leito construído de macrófitas (LCM).
- Fase Sólida: as lamas primárias e hidrocarbonetos/óleos acumulados a montante do sistema biológico serão removidas periodicamente por um veículo cisterna e conduzidos a tratamento.

Aquando da disponibilização dos dados do lanço IC1-Mira/Aveiro (toda a informação aqui descrita), a Sociedade Concessionária designava-se AENOR .

4.5.1.2 Obra de entrada

Na zona de afluência ao sistema de tratamento os sólidos mais grosseiros serão retidos numa câmara de grades em aço inox com espaçamento de 20 mm, de modo a evitar a colmatção dos sistemas de tratamento a jusante.

Paralelamente ao canal principal existe um canal de recurso, também equipado com grades de limpeza manual de espaçamento 60 mm que será utilizado em caso de colmatção do primeiro.

O volume de água afluente ao sistema é superior à capacidade de encaixe da bacia reguladora de caudais será conduzido directamente para a linha de água mais próxima através de um descarregador de tempestade, considerando-se que a carga mais significativa de poluentes afluí à bacia, nos primeiros minutos da chuvada intensa.

4.5.1.3 Bacia reguladora de caudais

O carácter irregular dos caudais de águas residuais a tratar, dependentes do regime pluviométrico, exige a construção de uma bacia de retenção a montante de todo o sistema de tratamento que permita atenuar o efeito de caudais de ponta para o tratamento a jusante. A bacia reguladora de caudais foi dimensionada para armazenar o volume de água total proveniente das escorrências pluviais correspondentes a 13 mm de precipitação.

No fundo da bacia de retenção será instalado um braço com um descarregador de superfície suportado por bóias e com uma válvula de seccionamento com haste, que permitirá regular o caudal afluente ao separador de hidrocarbonetos e ao sistema biológico de tratamento.

Na bacia e dado o elevado tempo de retenção das águas haverá a separação entre duas fases com:

- Acumulação à superfície dos óleos e hidrocarbonetos¹;
- Deposição no fundo de SST que arrastam uma fracção significativa de metais pesados e hidrocarbonetos.

A percentagem de remoção de contaminantes nesta bacia é variável e dependerá essencialmente do tempo de retenção, conforme apresentado no Quadro 4.4:

Quadro 4.4 - Percentagens de remoção obtidas em testes de sedimentabilidade efectuados em laboratórios
(fonte: AENOR, 2003)

Remoção de poluentes obtida em testes de sedimentabilidade	2 horas	4 horas	24 horas
SST	10-52 %	12-58 %	58-68 %
Hidrocarbonetos	3-9 %	19-38 %	54-70 %
Pb	8-40 %	10-56 %	52-83 %
Cd	3-18 %	8-24 %	18-35 %

O braço regulador de caudais foi dimensionado para escoar o volume total de água em 48 horas, permitindo um elevado tempo de retenção na bacia (aumento da eficiência da decantação) e simultaneamente reduzir os volumes dos órgãos de tratamento a jusante, sem prejudicar os objectivos pretendidos. Apesar do braço regular os caudais de modo a que o escoamento do volume crítico se faça em 48 horas, à medida que a água armazenada vai afluindo aos sistemas de tratamento a jusante a bacia vai ficando com folga para receber mais água.

¹ A eficiência do separador de hidrocarbonetos é aumentada pelo facto da toma da água pelo braço regulador ser directamente a partir da superfície, onde a fracção oleosa encontra-se mais concentrada.

A bacia reguladora de caudais será impermeabilizada com geomembrana de Polietileno de Alta Densidade de 1 mm de espessura mínima protegida inferiormente por um geotêxtil 300 g/m², assente sobre uma camada de 0.30 m de terra cirandada (isenta de material que possa ferir o sistema de impermeabilização).

À entrada da bacia foi previsto um deflector em betão para evitar durante a afluência das águas residuais turbulência à superfície da lâmina de água e a ressuspensão das lamas depositadas. No lado oposto foi considerado um muro em betão armado, onde será montado o braço regulador com ligação a um passamuros DN150. Para facilitar as operações de exploração da bacia foram previstas umas escadas de acesso, igualmente em betão armado.

A amarração da tela de PEAD ao betão será por extrusão a um perfil tipo "AGRU Sure-Grip" (da GeoSerial). A amarração da barreira de impermeabilização é em vala de dimensões 0.50 x 0.50 m.

4.5.1.4 Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação

A eficiência do sistema biológico seleccionado depende do grau de pré-tratamento das águas residuais afluentes, pelo que, face ao tipo de cargas poluentes que caracterizam estes efluentes foi previsto um separador de óleos e hidrocarbonetos com câmara de decantação para finos.

O efluente regularizado afluirá ao separador que é equipado com um filtro coalescente (removível) e um obturador de segurança, onde serão separados e armazenados os óleos e hidrocarbonetos. O separador apresenta um sistema automático de aviso quando a sua capacidade de retenção de óleos e hidrocarbonetos está a chegar ao limite, através de um alarme sonoro. Quando a capacidade de retenção atinge o seu máximo o obturador de segurança impede o acesso das águas residuais contaminadas ao leito construído de macrófitas.

Este mecanismo de segurança permite e conforme recomendação da DIA, que em caso de acidentes na plataforma, os produtos derramados e conduzidos pelo sistema semi-separativo até ao sistema de tratamento, fiquem retidos na bacia reguladora de caudais, pelo fecho automático do obturador.

Neste órgão e dependentemente da concentração e das características físico-químicas dos óleos/hidrocarbonetos estes poluentes poderão atingir à saída residuais inferiores a 5 mg/l.

O dispositivo de alarme PASSAVANT, modelo Securats – SK2, para a unidade de separador de hidrocarbonetos apresenta:

- Sinal audiovisual que funcionará quando se atingirem 4/5 da capacidade máxima de produtos separados;

- Sinal audiovisual que funcionará quando se atingir a capacidade máxima de produtos separados.

Os sinais de alarme serão transmitidos à distância por GSM a uma central a localizar em ponto a definir pela AENOR, de modo a permitir um controlo do sistema sem necessidade de um operador permanente.

O sistema é constituído por:

- Uma central de controle SECURAT SK2 (S2), com caixa em material sintético e com painel para fixação em parede, protecção IP42 (protecção anti-poeiras e humidade);
- Duas sondas, cabos de ligação;
- Uma caixa de derivação e acessórios de fixação.

Na Figura 3.14 do Capítulo 3 ilustra-se o separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação.

4.5.1.5 Leito construído de macrófitas

4.5.1.5.1 Considerações gerais

Os leitos de macrófitas, muitas vezes designados por zonas húmidas construídas, são sistemas biológicos de tratamento de efluentes em que são usadas culturas de plantas que ou interactivam directamente com os constituintes dos efluentes ou servem de suporte a microrganismos que os irão degradar.

O mecanismo de depuração do efluente em leitos de macrófitas é caracterizado por uma interacção complexa de processos químicos, físicos e biológicos e de uma acção concertada entre rizomas de plantas e os microrganismos aclimatados à toxicidade do efluente. A eficiência destes sistemas depende de um pré-tratamento que deverá incluir a remoção dos sólidos mais grosseiros, uma fracção dos óleos e hidrocarbonetos e dos sólidos suspensos totais.

De acordo com bibliografia inglesa e em resultado da monitorização de algumas unidades de tratamento similares, a velocidade do efluente à entrada do leito não deverá exceder os 0.3-0.5 m/s, para não danificar as plantas e o tempo de retenção óptimo deverá ficar compreendido entre as 10-15 horas. Outros autores, nomeadamente americanos, referem como tempo mínimo de retenção para efluentes secundários e desta natureza cerca de 1 dia. Naturalmente tempos de retenção superiores justificar-se-iam em caso de efluentes mais concentrados e de carácter mais permanente.

Numa primeira fase o leito comporta-se como um sistema de infiltração rápida onde os poluentes serão retidos na matriz do solo e/ou raízes das plantas por sedimentação ou adsorção e só posteriormente serão sujeitos a processos mais complexos, nomeadamente biodegradação dos

compostos orgânicos e reacções de oxidação/redução dos metais pesados por parte dos microrganismos presentes nos solos e nas raízes das plantas.

O LCM foi projectado e face às considerações teóricas anteriormente descritas de modo a considerar duas zonas distintas:

- Zona 1 - de escoamento vertical, onde irá predominar o mecanismo de filtração, com retenção da matéria orgânica e metais pesados na matriz do solo e nas raízes das plantas, para posterior acção microbiana.
- Zona 2 - de escoamento horizontal, através de um meio de enchimento à base de FILTRALITE de granulometria de 5 mm, que pelas suas características argilosas permite a adsorção das concentrações residuais de metais pesados sem comprometer o funcionamento hidráulico do leito.

O LCM foi dimensionado de acordo com KADLEC e KNIGHT (1996), que prevê:

$$q = \varepsilon \times h / \tau \quad (\text{Eq. 4.1})$$

onde:

q - carga hidráulica (m/d)

ε - fracção de água no LCM (m^3/m^3)

h - altura média de enchimento (m)

τ - tempo de retenção (dias)

O leito construído de macrófitas será impermeabilizado com geomembrana de polietileno de alta densidade, espessura de 1 mm, envolvida por um geotêxtil de 300 g/m². A amarração da barreira de impermeabilização será em vala, de dimensões 0.50 x 0.50 m.

O efluente aflui ao leito através de um colector em PEAD Ø160 e será distribuído à entrada (Zona 1) do seguinte modo: superficialmente através de um conjunto de caleiras em PEAD Ø400 e Ø200, assentes sobre drenos de gravilha de granulometria 30-60 mm, promovendo um escoamento vertical.

O nível de água dentro do leito será controlado exteriormente e de modo manual. Foi igualmente previsto um descarregador de tempestade em PEAD Ø160.

Para o caso em estudo o enchimento do leito, com uma altura média de 0.6 m, é constituído por:

Zona 1

- Camada de fundo com 0.15 m de espessura, constituída por gravilha de granulometria 30-60 mm;
- Geotêxtil drenante de 180 g/m²;

- Camada intermédia com 0.30 m de espessura constituída por areia calibrada e lavada de granulometria 2-4mm;
- Camada superior com 0.15m de espessura de terra vegetal.

Zona 2

- Camada de FILTRALITE (argila expandida) com 0.60 m de espessura e de granulometria de 5 mm.

As duas zonas serão separadas por gabiões de 1 m³, criando uma zona intermédia livre que permite um melhor controlo hidráulico do leito (garantindo uma distribuição mais homogénea das águas residuais por todo o LCM) e um arejamento natural das águas residuais.

Nesta zona de superfície líquida livre deverão ser recolhidas amostras de efluente de modo a ser controlada a eficiência da Zona 1 do LCM e estabelecer uma relação entre os diferentes parâmetros: tipo de escoamento, material de enchimento, tempo de retenção, entre outros, para futuramente ser possível em projectos similares otimizar os critérios de dimensionamento.

A mesma metodologia deverá ser aplicada para a Zona 2, com principal incidência para o controlo das concentrações de metais pesados.

4.5.1.5.2 *Plantas seleccionadas*

Uma grande variedade de plantas aquáticas apresenta capacidade de adaptação a cargas poluentes através de mecanismos depurativos associados. As infestantes naturais mais frequentes de zonas húmidas são as espécies que normalmente são utilizadas nestes sistemas e daqui destacam-se as *Phragmites*, *Juncus* e *Typhas spp.*

Estas plantas apresentam uma estrutura e um sistema de raízes que permite o transporte de gases de/e para a atmosfera. Dependendo da quantidade de oxigénio fornecido através dos caules ocós e da distância entre estes, assim se podem obter condições aeróbias, anaeróbias ou anóxicas na vizinhança dos rizomas. As zonas próximas dos rizomas são povoadas por bactérias aeróbias (filme de 1 mm de espessura) e nas zonas mais afastadas (2 mm ou mais) a população é predominantemente anaeróbia.

Além dos processos biodegradativos envolvidos, algumas espécies de plantas apresentam a capacidade de acumular metais sem atingir os níveis de toxicidade, de onde se destaca a *Typha latifolia*.

Dada a natureza dos poluentes que caracterizam as escorrências pluviais das plataformas de vias rodoviárias foi seleccionada uma população mista de plantas, constituída essencialmente por *Phragmites australis* e *Typha latifolia* (Capítulo 3 - Quadro 3.13).

4.5.1.5.3 Mecanismos de remoção envolvidos

4.5.1.5.3.1 Compostos orgânicos complexos

Uma fracção significativa destes poluentes, compreendida entre os 50-60 %, ficará retida na bacia a montante dos LCM. Nos LCM, a matéria orgânica é removida essencialmente por biodegradação por filmes de microrganismos fixados às plantas e à matriz do solo, em condições aeróbias.

O oxigénio necessário para estes mecanismos é obtido directamente da atmosfera por difusão através da superfície líquida ou é fornecido ao solo pelas raízes das plantas.

A degradação anaeróbia também se pode tornar num importante processo de remoção de compostos orgânicos, em situações de deficiência de oxigénio ou quando as suas cargas são elevadas.

Além da biodegradação aeróbia e anaeróbia, outros fenómenos bastante significativos podem ocorrer dentro de um LCM, nomeadamente de adsorção.

A extensão em que cada um destes processos ocorre depende do tipo de contaminante e das condições biológicas e químicas da coluna de água, nomeadamente: pH, Eh, temperatura, intensidade da luz, disponibilidade de nutrientes e do teor em matéria orgânica.

Alguns compostos orgânicos tóxicos são capazes de estabelecer ligações reversíveis (interacções electrostáticas e hidrofóbicas) e irreversíveis (ligações covalentes) com a matriz do solo e com outros compostos orgânicos presentes nos LCM, aumentando a taxa de remoção desses compostos mas reduzindo a sua biodisponibilidade para os microrganismos capazes de os degradar.

Pela natureza química deste tipo de efluente poderá ser necessário adicionar fertilizantes contendo compostos azotados e fósforo essenciais ao crescimento das populações microbianas e consequentemente à remoção dos hidrocarbonetos. Este processo deverá ser monitorizado com cuidado de modo a não provocar excesso de nutrientes no efluente final.

4.5.1.5.3.2 Metais pesados

Uma fracção significativa destes poluentes ficará depositada a montante do sistema biológico de tratamento e a fracção afluente ao LCM será removida das AEE por processos físico-químicos e biológicos que incluem:

- Sedimentação;
- Adsorção e troca catiónica;
- Complexação;
- Reacções de oxidação/ redução por acção de matéria orgânica;
- Reacções de precipitação.

Algumas plantas apresentam a capacidade de acumular metais pesados nas raízes, rizomas e folhas, conduzindo em alguns casos quando são atingidos níveis de toxicidade à morte da planta. Plantas como as *Typhas spp* são capazes de desenvolver uma grande tolerância aos metais pesados e não acumulam até aos níveis de toxicidade.

Uma vez que a acumulação de metais pesados no solo e nas plantas é significativa torna-se necessário após alguns anos remover o enchimento dos leitos e respectivo material vegetal e transportá-lo a destino final adequado. O intervalo de tempo que medeia estas operações será definido através dos resultados de monitorização do sistema, nomeadamente através da verificação da sua eficiência, que poderá ser indicativa do grau de saturação do leito de macrófitas.

4.5.1.5.3.3 Regime de escoamento

Existem dois tipos principais de leitos de macrófitas que se distinguem pela forma como o líquido os atravessa. No primeiro deles - sistemas com superfície líquida livre - o efluente permanece principalmente acima do nível do solo, originando uma lagoa. No segundo tipo - sistemas de fluxo sub-superficial - a lâmina de líquido permanece abaixo da superfície do solo, distinguindo-se o escoamento horizontal e vertical.

De modo a minimizar possíveis impactes sobre a casa de habitação localizada junto ao sistema de tratamento, foi desenvolvido um sistema de fluxo sub-superficial, de escoamento vertical na primeira zona do leito e horizontal na zona 2, não se prevendo para o efeito a existência de uma lâmina líquida à superfície, evitando-se deste modo a proliferação de insectos indesejáveis.

4.5.2 Dimensionamento dos sistemas de tratamento

4.5.2.1 Sublanço Mira-Vagos (Lote 1)

4.5.2.1.1 Implantação

A área definida para implantação da unidade de tratamento fica compreendida entre o Restabelecimento 6 e a Rua 1.º de Maio, ocupando uma área total de aproximadamente 4 000 m². A implantação desenvolve-se entre as cotas 27.00 e 26.00 m o que obriga, para um escoamento totalmente gravítico, a grandes volumes de escavação.

4.5.2.1.2 Estimativa do volume de água a tratar

O sistema foi dimensionado para recolher os primeiros 13 mm de precipitação sobre a plataforma da rodovia, de acordo com os dados do projecto apresentados no Quadro 4.5:

Quadro 4.5 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Dados de projecto	
Troço crítico	3.075-4.375 km
Largura média de plataforma	28.60 m
Tipo de drenagem	Semi-separativa
Contribuição de taludes	15 % (coeficiente de escoamento de 0.40)
Volume de água a tratar	556 m ³

4.5.2.1.3 Estimativa da carga poluente

A carga de poluentes estimada afluyente ao sistema de tratamento é apresentada no Quadro 4.6:

Quadro 4.6 - Estimativa da carga de poluentes afluyente ao sistema de tratamento no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (kg)	Hidrocarbonetos (kg)	Cádmio (g)	Cobre (g)	Zinco (g)
2005	258.96	566.55	0.632	371.98	253.23
2034	464.83	1 015.80	0.949	686.73	454.96

A concentração dos poluentes dependerá do grau de diluição (volume de água) sendo estimada para uma primeira chuvada de 13 mm. Os resultados obtidos são apresentados no Quadro 4.7:

Quadro 4.7 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (mg/l)	Hidrocarbonetos (mg/l)	Cádmio (mg/l)	Cobre (mg/l)	Zinco (mg/l)
2005	465.75	1 019.00	$1.14 \cdot 10^{-3}$	0.67	455.45
2034	836.03	1 826.96	$1.71 \cdot 10^{-3}$	1.24	818.27

4.5.2.1.4 Órgãos depurativos

4.5.2.1.4.1 Obra de entrada

As escorrências contaminadas da plataforma da rodovia e recolhidas de modo semi-separativo afluem ao sistema de tratamento através de uma passagem hidráulica (PH 1-Bacia 1) circular de diâmetro igual a 1.0 m e que atravessa o IC1 ao km 4+335. O descarregador de tempestade é em PEAD Ø160 mm.

4.5.2.1.4.2 Bacia reguladora de caudais

O volume da bacia é de 556 m³. O caudal é de 3.2 l/s. O sistema apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.8:

Quadro 4.8 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	Regulador TYPE 100
Débito Q _{máx}	10 l/s (regulável)
Débito Q _{mín}	1 l/s
Diferença máxima de nível	2.8 m
Material	Aço inoxidável (AISI 304)
Cota de entrada do efluente	25.60 m
Cota de saída	24.60 m
Cota de fundo da bacia	24.20 m
Cota do descarregador de tempestade	26.00
Taludes	2:3
Altura de deposição de material	0.40
Altura de líquido	1.00 m
Altura média da bacia	2.50 m
Volume de encaixe de efluente	≈ 600 m ³
Volume de lama	≈ 264 m ³

4.5.2.1.4.3 Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação

O separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.9:

Quadro 4.9 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Mira-Vagos, Lote 1 (fonte: AENOR, 2003)

Caudal à saída do braço	3.2 l/s
Factor de segurança	2-3
Caudal de dimensionamento	9.6 l/s
Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG10
Caudal	10 l/s
Volume útil	3 800 l
Volume de retenção de lamas	3 000 l
Volume de retenção de óleos	280 l
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.90 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securats SK2
Materiais	
- Bacia do separador	B55, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

4.5.2.1.4.4 Leito construído de macrófitas

Por uma questão de segurança foi aplicado um factor de segurança de 2 no dimensionamento do leito de macrófitas, tendo sido dimensionado para um tempo de retenção igual a 48 horas. Os critérios, dados de projecto e resultados são apresentados no Quadro 4.10, sendo as características do LCM apresentadas no Quadro 4.11.

Quadro 4.10 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito construído de macrófitas no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Critérios de projecto	
Relação área leito/área plataforma	1-5 %
Tempo de retenção	2 dias
Carga hidráulica	8 – 30 cm/dia
Dados de projecto	
Altura média de enchimento	0.6 m
Área útil do leito	1 300 m ²
Resultados	
Carga hidráulica	21 cm/dia
% Área do leito/Área de plataforma	3.50 %

Quadro 4.11 – Características do LCM no sublanço Mira-Vagos, Lote 1
(fonte: AENOR, 2003)

Cota de entrada do efluente	24.40 m
Cota de fundo	23.80 m
Cota do descarregador de tempestade	24.80 m
Comprimento total	70 m
Largura total	25 m
Altura média do leito	2.80 m
Taludes	2:3
Área total de implantação	1 750 m ²
Altura média de enchimento	0.60 .
Densidade de plantas	1 un/m ²
Zona 1	
Comprimento (base do talude)	30.50 m
Largura (base do talude)	17.00 m
Zona 2	
Comprimento (base do talude)	26.50 m
Largura (base do talude)	17.00 m

4.5.2.1.5 Descarga e estimativa da qualidade do efluente final

O efluente final será descarregado por meio de um colector em Betão Ø1000 mm (que funciona igualmente como descarregador de de tempestade) na Ribeira de S.Romão.

A cota a que far-se-á a descarga do efluente final obriga a um reperfilamento da linha de água existente, em cerca de 40.00 m aproximadamente, com uma inclinação média de 0.50 %.

A qualidade final do efluente a descarregar face aos pressupostos assumidos (FHWA, 1996a) é estimada de acordo com o abaixo exposto (Quadro 4.12):

Quadro 4.12 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Mira-Vagos, Lote 1 (fonte: AENOR, 2003)

Poluentes	% Remoção Estimativas			Qualidade final do efluente (mg/l)	
	Bacia reguladora de caudais	Separador de hidrocarbonetos	LCM	Ano 0	Ano HP
SST	60-80 %	50 %	90 %	7	17
Hidrocarbonetos	62 %	≥ 90 %*	90 %	≤1	≤1
Cádmio	26 %	30 %	75 %	≤0.005	≤0.005
Cobre	40 %	30 %	95 %	≤1	≤1
Zinco**	30 %	40 %**	99 %	2.5	5

* Concentração residual ≤5 mg/l.

** O Zn(II) forma complexos com hidratos iónicos, carbonatos e compostos orgânicos.

Conforme estimativa anterior, a descarga em meio hídrico das águas residuais tratadas provenientes da drenagem da plataforma, far-se-á de acordo com as exigências de qualidade definidas no Anexo I do Decreto-Lei n° 236/98.

4.5.2.2 Sublanço Vagos-Aveiro Sul (Lote 2)

4.5.2.2.1 Implantação

A área definida para implantação da unidade de tratamento fica junto ao Restabelecimento 15, ocupando uma área total de aproximadamente 7 900 m².

A implantação desenvolve-se em duas plataformas: a primeira entre as cotas 38.00-37.00 e a segunda entre as cotas 35.50-34.50.

4.5.2.2.2 *Estimativa do volume de água a tratar*

O sistema foi dimensionado para recolher os primeiros 13 mm de precipitação sobre a plataforma da rodovia, de acordo com os dados do projecto apresentados no Quadro 4.13:

Quadro 4.13 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Dados de projecto	
Troço crítico	9.825-12.113 km
Largura média de plataforma	28.60 m
Tipo de drenagem	Separativa
Volume de água a tratar	988 m ³

4.5.2.2.3 *Estimativa da carga poluente*

A carga de poluentes estimada afluente ao sistema de tratamento é apresentada no Quadro 4.14:

Quadro 4.14 - Estimativa da carga de poluentes afluente ao sistema de tratamento no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (kg)	Hidrocarbonetos (kg)	Cádmio (g)	Cobre (g)	Zinco (g)
2005	84.72	89.29	0.89	38.08	2.66
2034	163.36	151.74	1.33	56.06	4.37

A concentração dos poluentes dependerá do grau de diluição (volume de água) sendo estimada para uma primeira chuvada de 13 mm. Os resultados obtidos são apresentados no Quadro 4.15:

Quadro 4.15 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (mg/l)	Hidrocarbonetos (mg/l)	Cádmio (mg/l)	Cobre (mg/l)	Zinco (mg/l)
2005	85.74	90.37	$9 \cdot 10^{-4}$	$39 \cdot 10^{-3}$	2.69
2034	165.34	153.58	$13.46 \cdot 10^{-4}$	$57 \cdot 10^{-3}$	4.42

4.5.2.2.4 Órgãos depurativos

4.5.2.2.4.1 Obra de entrada

As escorrências contaminadas da plataforma da rodovia e recolhidas de modo separativo, afluem ao sistema de tratamento através de um colector circular de diâmetro 1.00 m (no seguimento da passagem hidráulica que atravessa o IC1 ao km 12+008).

Na zona de afluência ao sistema de tratamento os sólidos mais grosseiros serão retidos numa câmara de grades em aço inox com espaçamento de 20 mm e inclinação 60°, de modo a evitar a colmatação dos sistemas de tratamento a jusante. O descarregador de tempestade é em PEAD Ø200 mm.

4.5.2.2.4.2 Bacia reguladora de caudais

O volume da bacia é de 988 m³. O caudal é de 5.7 l/s. O sistema apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.16:

Quadro 4.16 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	Regulador TYPE 100
Débito Q _{máx}	10 l/s (regulável)
Débito Q _{mín}	1 l/s
Diferença máxima de nível	2.8 m
Material	Aço inoxidável (AISI 304)
Cota de entrada do efluente	35.80 m
Cota de saída	34.40 m
Cota de fundo da bacia	34.00 m
Cota do descarregador de tempestade	36.20 m
Taludes	2:3
Altura de deposição de material	0.40
Altura de líquido	1.40
Altura média da bacia	3.60
Volume de encaixe de efluente	980 m ³
Volume de lama	≈ 144 m ³

4.5.2.2.4.3 Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação

O separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação, que funciona pelo processo de adsorção/coalescência dos hidrocarbonetos, apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.17:

Quadro 4.17 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Caudal à saída do braço	5.7 l/s
Factor de segurança	2-3
Caudal de dimensionamento	17 l/s
Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG20
Caudal	20 l/s
Volume total de águas residuais do decantador*	5 000 l
Volume de retenção de lamas	4 000 l
Volume de retenção de óleos	759 l
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.85 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securati SK2
Materiais	
- Decantador	Betão reforçado com estrutura, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

* Com caixa de retenção de areias.

4.5.2.2.4.4 Leito construído de macrófitas

Foi aplicado um factor de segurança de 1.2 no dimensionamento do leito de macrófitas, tendo sido dimensionado para um tempo de retenção igual a 48 horas. Os critérios, dados de projecto e resultados são apresentados no Quadro 4.18, sendo as características do LCM apresentadas no Quadro 4.19.

Quadro 4.18 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito contruído de macrófitas no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2
(fonte: AENOR, 2003)

Critérios de projecto	
Relação área leito/área plataforma	1-5 %
Tempo de retenção	1-2 dias
Carga hidráulica	8-30 cm/dia
Dados de projecto	
Altura média de enchimento	0.60 m
Resultados	
Carga hidráulica	21 cm/dia
Área do leito	2 400 m ²
% Área do leito/Área de plataforma	3.66%

Quadro 4.19 – Características do LCM no sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2
(fonte: AENOR, 2003)

Cota de entrada do efluente	34.00 m
Cota de fundo	33.40 m
Cota do descarregador de tempestade	34.10 m
Comprimento total	81 m
Largura total	37 m
Altura média do leito	1.77 m
Taludes	2:3
Área total de implantação	2 997 m ²
Altura média de enchimento	0.60 m
Densidade de plantas	1 un/m ²
Zona 1	
Comprimento (base do talude)	40.00 m
Largura (base do talude)	31.00 m
Zona 2	
Comprimento (base do talude)	30.50 m
Largura (base do talude)	21.0

4.5.2.2.5 Descarga e estimativa da qualidade do efluente final

O efluente final será descarregado por meio de um colector em Betão Ø500 mm na linha de água mais próxima. A qualidade final do efluente a descarregar face aos pressupostos assumidos é estimada de acordo com o abaixo exposto (Quadro 4.20):

Quadro 4.20 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Vagos-Aveiro Sul, Lote 2 (fonte: AENOR, 2003)

Poluentes	% Remoção Estimativas			Qualidade final do efluente (mg/l)	
	Bacia reguladora de caudais	Separador de hidrocarbonetos	LCM	Ano 0	Ano HP
SST	60-80 %	50 %	90 %	≤25	≤25
Hidrocarbonetos	62 %	≥ 90 %*	90 %	≤1	≤1
Cádmio	26 %	30 %	75 %	≤0.005	≤0.005
Cobre	40 %	30 %	95 %	≤1	≤1
Zinco**	30 %	40 %**	99 %	≤5	≤5

* Concentração residual ≤5 mg/l

** O Zn(II) forma complexos com hidratos iónicos, carbonatos e compostos orgânicos.

Conforme estimativa anterior, a descarga em meio hídrico das águas residuais tratadas provenientes da drenagem da plataforma, far-se-á de acordo com as exigências de qualidade definidas no Anexo I do Decreto-Lei n° 236/98.

4.5.2.3 Sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente (Lote 3)

4.5.2.3.1 Implantação

A área definida para implantação da unidade de tratamento fica junto ao Restabelecimento 31, ocupando cerca de 3 700 m². A implantação desenvolve-se em duas plataformas: a primeira à cota 16.50 m e a segunda à cota 14.00 m.

4.5.2.3.2 Estimativa do volume de água a tratar

O sistema foi dimensionado para recolher os primeiros 13 mm de precipitação sobre a plataforma da rodovia, de acordo com os dados do projecto apresentados no Quadro 4.21:

Quadro 4.21 – Estimativa do volume de água a tratar no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3
(fonte: AENOR, 2003)

Dados de projecto	
Troço crítico	23+025+23+860 km
Largura média de plataforma	28.60 m
Tipo de drenagem	Separativa
Volume de água a tratar	335 m ³

4.5.2.3.3 Estimativa da carga poluente

A carga de poluentes estimada afluente ao sistema de tratamento é apresentada no Quadro 4.22:

Quadro 4.22 - Estimativa da carga de poluentes afluente ao sistema de tratamento no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3
(fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (kg)	Hidrocarbonetos (kg)	Cádmio (g)	Cobre (g)	Zinco (g)
2005	29.13	34.69	0.32	15.54	1.10
2034	54.39	58.53	0.64	25.13	1.79

A concentração dos poluentes dependerá do grau de diluição (volume de água) sendo estimada para uma primeira chuvada de 13 mm. Os resultados obtidos são apresentados no Quadro 4.23:

Quadro 4.23 - Estimativa da concentração dos vários poluentes no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3
(fonte: AENOR, 2003)

Ano	SST (mg/l)	Hidrocarbonetos (mg/l)	Cádmio (mg/l)	Cobre (mg/l)	Zinco (mg/l)
2005	89.96	103.55	1*10 ⁻³	46*10 ⁻³	3.30
2034	162.36	174.71	2*10 ⁻³	75*10 ⁻³	5.34

4.5.2.3.4 Órgãos depurativos

4.5.2.3.4.1 Obra de entrada

As águas pluviais contaminadas provenientes da drenagem separativa afluem ao sistema de tratamento através de um colector em betão de diâmetro Ø800mm, com inclinação mínima de 0.5%. O descarregador de tempestade é em PEAD Ø160 mm.

4.5.2.3.4.2 Bacia reguladora de caudais

O volume da bacia é de 335 m³. O caudal é de 2 l/s. O sistema apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.24:

Quadro 4.24 – Características da bacia reguladora de caudais no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3 (fonte: AENOR, 2003)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	Regulador TYPE 100
Débito Q _{máx}	10 l/s (regulável)
Débito Q _{mín}	1 l/s
Diferença máxima de nível	2.8 m
Material	Aço inoxidável (AISI 304)
Cota de entrada do efluente	14.70 m
Cota de saída	13.60 m
Cota de fundo da bacia	13.30 m
Cota do descarregador de tempestade	15.20 m
Taludes	2:3
Altura de deposição de material	0.30 m
Altura de líquido	1.10 m
Altura média da bacia	3.20 m
Volume de encaixe de efluente	≈ 350 m ³
Volume de lama	≈ 57 m ³

4.5.2.3.4.3 Separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação

O separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação apresenta as seguintes características, conforme apresentado no Quadro 4.25:

Quadro 4.25 – Características do separador de hidrocarbonetos no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3
(fonte: AENOR, 2003)

Caudal à saída do braço	2 l/s
Factor de segurança	2-3
Caudal de dimensionamento	6 l/s
Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG10
Caudal	6 l/s
Volume útil	2 700 l
Volume de retenção de lamas	2 500 l
Volume de retenção de óleos	127 l
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.90 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securats SK2
Materiais	
- Bacia do separador	B55, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

4.5.2.3.4.4 Leito construído de macrófitas

Foi aplicado um factor de segurança de 1.2 no dimensionamento do leito de macrófitas, tendo sido dimensionado para um tempo de retenção igual a 48 horas. Os critérios, dados de projecto e resultados são apresentados no Quadro 4.26, sendo as características do LCM apresentadas no Quadro 4.27.

Quadro 4.26 – Critérios, dados de projecto e resultados do leito construído de macrófitas no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3 (fonte: AENOR, 2003)

Critérios de projecto	
Relação área leito/área plataforma	1-5 %
Tempo de retenção	1-2 dias
Carga hidráulica	8 – 30 cm/dia
Dados de projecto	
Altura média de enchimento	0.6 m
Área útil do leito	840 m ²
Resultados	
Carga hidráulica	16 cm/dia
% Área do leito/Área de plataforma	3.50%
Tempo de retenção	28 horas

Quadro 4.27 – Características do LCM no sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3 (fonte: AENOR, 2003)

Cota de entrada do efluente	13.00 m
Cota de fundo	12.40 m
Cota do descarregador de tempestade	13.50 m
Comprimento total	50 m
Largura total	20 m
Altura média do leito	2.10 m
Taludes	2:3
Área total de implantação	1 000 m ²
Altura média de enchimento	0.60 .
Densidade de plantas	1 un/m ²
Zona 1	
Comprimento (base do talude)	27.00 m
Largura (base do talude)	14.00 m
Zona 2	
Comprimento (base do talude)	13.00 m
Largura (base do talude)	14.00 m

4.5.2.3.5. Descarga e estimativa da qualidade do efluente final

O efluente final será descarregado por meio de um colector em Betão Ø800 mm na linha de água mais próxima (que funciona igualmente como descarregador de tempestade).

A qualidade final do efluente a descarregar face aos pressupostos assumidos é estimada de acordo com o abaixo exposto (Quadro 4.28):

Quadro 4.28 – Estimativa da qualidade final do efluente do sublanço Aveiro Sul-Aveiro Nascente, Lote 3
(fonte: AENOR, 2003)

Poluentes	% Remoção Estimativas			Qualidade final do efluente (mg/l)	
	Bacia reguladora de caudais	Separador de hidrocarbonetos	LCM	Ano 0	Ano HP
SST	60-80 %	50 %	90 %	≤25	≤25
Hidrocarbonetos	62 %	≥ 90 %*	90 %	≤1	≤1
Cádmio	26 %	30 %	75 %	≤0.005	≤0.005
Cobre	40 %	30 %	95 %	≤1	≤1
Zinco**	30 %	40 %**	99 %	≤5	≤5

* Concentração residual ≤5 mg/l

** O Zn(II) forma complexos com hidratos iónicos, carbonatos e compostos orgânicos.

Conforme estimativa anterior, a descarga em meio hídrico das águas residuais tratadas provenientes da drenagem da plataforma, far-se-á de acordo com as exigências de qualidade definidas no Anexo I do Decreto-Lei n° 236/98.

4.5.3 Monitorização

De acordo com os resultados da campanha de monitorização realizada no ano 2006, disponibilizada pela concessionária, foi possível obter as seguintes concentrações de poluentes afluentes (A) e efluentes (E), para cada sistema de tratamento (ST1 – Lote 1; ST2 – Lote 2; ST3 – Lote 3):

- **SST** - ST1: A=19.33 mg/l, E=19 mg/l; ST2: A=36 mg/l, E=29 mg/l; ST3: A=29.50 mg/l, E=17.50 mg/l;
- **HC** - ST1, ST2, ST3: A=E=0.002 mg/l;
- **Zn** - ST1=ST2: A=E=0.05 mg/l; ST3: A=0.157 mg/l, E=0.05 mg/l;
- **Cu** - ST1: A=0.0049 mg/l, E=0.013 mg/l; ST2: A=0.0023 mg/l, E=0.007 mg/l; ST3: A=0.015 mg/l, E=0.0086 mg/l;
- **Pb** - ST1=ST2: A=E=0.007 mg/l; ST3: A=0.041 mg/l, E=0.050 mg/l.

4.6 A17 – Marinha Grande/Mira

4.6.1 Descrição geral

A A17-Marinha Grande/Mira é caracterizada por dois lanços:

- Lanço Louriçal/Quiaios – sublanços Louriçal/A14 e A14/Quiaios;
- Lanço Quiaios/Mira – sublanços Quiaios/Tocha e Tocha/Mira.

Os sistemas de tratamento de águas de escorrência da via previstos inserem-se no Procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental relativo à fase de Projecto de Execução e constitui uma especificação das medidas ambientais recomendadas durante a fase de Estudo Prévio, respondendo às especificações da Declaração de Impacte Ambiental (DIA) da A17 – Auto-Estrada Marinha Grande/Mira, lanços Louriçal/Quiaios e Quiaios/Mira, proferida em 17/08/2005. A descrição e dimensionamento dos sistemas de tratamento é feita de acordo com TEIXEIRA D'AZEVEDO (2006a e 2006b). A A17 é a estrada que se caracteriza pelos sistemas de tratamento de águas de escorrência mais recentemente construídos em Portugal (2008).

Optou-se por dois tipos de sistemas de tratamento de águas de escorrência, predominando o primeiro, atendendo às características da via rodoviária, extensão de traçado que contribui para o ponto de descarga, proximidade a zonas sensíveis e ocupação da envolvente:

- Vala relvada;
- Bacias (retenção/decantação e infiltração). É ainda feito o tratamento prévio à bacia de infiltração por meio de grelha e filtro granulométrico.

O Projecto de Execução mereceu especial atenção e interesse por parte do Instituto da Água, confirmando as vantagens que as valas relvadas oferecem comparativamente a outras tecnologias e a perspectiva de ser equacionada nos projectos futuros.

Em ambos os sistemas de tratamento, inclui-se a montante gradagem para remoção de sólidos grosseiros e um separador de hidrocarbonetos para remoção de hidrocarbonetos, óleos e gorduras. Prevê-se ainda *by-pass* ao sistema de tratamento quando não for possível garantir a drenagem total das águas de escorrência para tratamento.

Para a previsão das concentrações de poluentes (SST, Zn, Cu e Pb) recorreu-se a uma metodologia baseada num modelo de regressão desenvolvido por Driver e Tasker. Na previsão das concentrações de HC recorreu-se a um modelo matemático. Ambos os modelos descrevem-se conforme apresentado no subcapítulo 2.5 (Previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas).

4.6.2 Lanço Louriçal/Quiaios

4.6.2.1 Pontos de descarga das águas de escorrência

A selecção do local de implantação dos sistemas de tratamento teve em consideração a topografia da área afectada, a proximidade a zonas hídras sensíveis, a drenagem longitudinal da via, a localização de passagens hidráulicas e as características geométricas do projecto que condicionaram os locais de implantação do sistema de tratamento. Neste sentido, foram definidos os seguintes pontos de descarga das águas de escorrência do sublanço Louriçal/A14 (Quadro 4.29):

Quadro 4.29 - Pontos de descarga das águas de escorrência, meio receptor e sistemas de tratamento para o sublanço Louriçal/A14 (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Extensão do traçado	Ponto de descarga	Meio receptor	Sistema de tratamento (tecnologia)
Km 6+992 a 7+575: via direita Km 6+967 a 7+575: via esquerda	km 7+600 (encaminhamento do km 7+575)	Zona sensível (perímetro hidroagrícola do Pranto e utilização de água para uso agrícola) ¹	ST1 (ST1-D e ST1-E) (Valas relvadas)
Km 7+600 a 9+943	Km 8+309 (viaduto - descida da conduta de drenagem para o Pilar P17: km 8+370)	Rio Pranto ²	ST2 ³ (Bacias)
km 11+525 a 12+506	Km 12+230 (viaduto - descida da conduta de drenagem pelo alinhamento de pilares a norte do atravessamento da ribeira)	Vala/Ribeira da Freixiosa ²	-
km 13+566 a 13+958	Km 13+775	Vala das Areias (vala de drenagem)	-
km 13+958 a 14+470	Km 14+140	Rio Mondego ³	-

¹ A descarga do *by-pass* e do efluente final do sistema de tratamento é feita numa linha de água afluente do rio Pranto.

² Caudal com capacidade de diluição dos poluentes rodoviários.

³ Dimensionamento prévio.

Face à natureza das águas residuais provenientes da lavagem da plataforma das vias rodoviárias e à irregularidade dos caudais a tratar, o tratamento preconizado para cada sistema inclui as operações unitárias/órgãos sequenciais que se seguem (Quadro 4.30):

Quadro 4.30 - Descrição dos sistemas de tratamento preconizados no lanço Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

ST1: ST1-D e ST1-E	
Fase líquida	Gradagem
	Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>
	Separador de hidrocarbonetos
	Vala relvada
ST2	
Fase líquida	Gradagem
	Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>
	Separador de hidrocarbonetos
	Bacia de retenção/decantação
	Tratamento prévio à bacia de infiltração: 2 grelhas e filtro granulométrico
	Bacia de infiltração

4.6.2.2 Sistema de Tratamento 1 (ST1): ST1-D e ST1-E

4.6.2.2.1 Características

A área definida para implantação do ST1-D será de aproximadamente 396 m², desenvolvendo-se entre as cotas aproximadas 8.1 e 5.3 m, sendo a área ocupada pelo ST1-E de aproximadamente 398 m², desenvolvendo-se entre as cotas 8.1 e 5.3 m (Quadro 4.31). Deste modo, em ambas as situações o escoamento será totalmente gravítico, não sendo necessários grandes volumes de escavação.

Quadro 4.31 – Características hidráulicas do ST1 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Troço crítico	ST1-D	km 6+992-7+600
	ST1-E	km 6+967-7+600
Extensão de traçado	ST1-D	608 m
	ST1-E	633 m
Ponto de descarga		km 7+600
Caudal para T=50 anos	ST1-D	379.0 l/s
	ST1-E	462.0 l/s
Caudal para T=2 anos	ST1-D	193.99 l/s
	ST1-E	241.95 l/s
Volume para T=2 anos	ST1-D	58.20 m ³
	ST1-E	72.59 m ³

4.6.2.2.2 Gradagem

As características da câmara de grades encontram-se no Quadro 4.32.

Quadro 4.32 – Características da câmara de grades do ST1 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Dados de projecto		
Caudal para T=50 anos	ST1-D	379.0 l/s
	ST1-E	462.0 l/s
Caudal para gradagem	ST1-D	265.3 l/s
	ST1-E	323.4 l/s
Características da câmara de grades		
Área útil de atravessamento das grades	ST1-D	0.27 m ²
	ST1-E	0.32 m ²
Profundidade	ST1-D	0.47 m
	ST1-E	0.51 m
Largura útil	ST1-D	0.56 m
	ST1-E	0.64 m
Número de espaços	ST1-D	22
	ST1-E	25
Largura útil corrigida	ST1-D	0.55 m
	ST1-E	0.63 m
Número de barras	ST1-D	21 m
	ST1-E	24 m
Largura da câmara	ST1-D	0.76 m
	ST1-E	0.87 m
Comprimento da câmara	ST1-D	0.50 m
	ST1-E	0.50 m
Cota afluente	ST1-D	8.1 m
	ST1-E	8.1 m
Cota efluente	ST1-D	7.6 m
	ST1-E	7.6 m
Quantidade removida de gradados		
Quantidade média	ST1-D	0.46 m ³ /d
	ST1-E	0.56 m ³ /d
Quantidade máxima	ST1-D	0.83 m ³ /d
	ST1-E	1.01 m ³ /d

4.6.2.2.3 Caixa de recepção de caudal e by pass

A caixa apresenta uma configuração rectangular (relação comprimento largura de 2:1), cujas características apresentam-se seguidamente no Quadro 4.33.

Quadro 4.33 – Características da caixa de recepção de caudal no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal para T=50 anos	ST1-D	379.0 l/s
	ST1-E	462.0 l/s
Altura		1.50 m
Altura do septo central		1.35 m
Volume	ST1-D	11.4 m ³
	ST1-E	13.9 m ³
Área	ST1-D	7.6 m ²
	ST1-E	9.2 m ²
Largura	ST1-D	1.9 m
	ST1-E	2.1 m
Comprimento	ST1-D	3.9 m
	ST1-E	4.3 m
Comprimento do compartimento do <i>by-pass</i>		1.0 m
Cota de implantação		7.3 m

O volume de água afluente ao sistema é superior à capacidade de encaixe do sistema de tratamento será conduzido directamente para o meio receptor por meio do *by-pass*, por fecho da electroválvula que comanda a afluência de água ao sistema de tratamento. Apresentam-se seguidamente as características do *by-pass* no Quadro 4.34.

Quadro 4.34 – Características do *by-pass* à caixa de recepção de caudal no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal para <i>by-pass</i>	ST1-D	181.9 l/s
	ST1-E	221.8 l/s
Inclinação		1.5 %
Diâmetro (secção cheia)	ST1-D	0.33 m
	ST1-E	0.36 m
Diâmetro nominal		0.35 m
Velocidade (secção cheia)	ST1-D	2.10 m/s
	ST1-E	2.20 m/s
Comprimento		136 m
Cota de entrada		7.3 m
Cota de saída (afluente do rio Pranto)		5.26 m

4.6.2.2.4 Separador de hidrocarbonetos

Admitiu-se um dimensionamento que garanta o escoamento total de água em 8 horas, permitindo um elevado tempo de retenção no sistema (aumento da eficiência de tratamento) e simultaneamente reduzir o volume do órgão de tratamento a jusante (vala relvada), sem prejudicar os objectivos pretendidos, incluindo garantir a estabilidade da vala relvada. Os dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST1-D e do ST1-E encontram-se apresentados no Quadro 4.35.

Quadro 4.35 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST1 do lança Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal afluente	ST1-D	2.02 l/s
	ST1-E	2.52 l/s
Factor de segurança		3 ⁽¹⁾
Caudal de dimensionamento	ST1-D	6.1 l/s
	ST1-E	7.6 l/s

⁽¹⁾ O dimensionamento do separador é afectado por um factor de segurança de 3 para compensar o efeito turbulência provocado pela admissão através da caixa de recepção de caudal.

Face à semelhança de caudal do ST1-D e ST1-E, adoptou-se um separador de hidrocarbonetos (com câmara de decantação) idêntico para ambos os sistemas, cujas características encontram-se seguidamente apresentadas no Quadro 4.36.

Quadro 4.36 – Características do separador de hidrocarbonetos do lança Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG10
Caudal	10 l/s
Volume útil	3 800 l
Volume de retenção de lamas	3 000 l
Volume de retenção de óleos	280 l
Diâmetro total	2 070 mm
Área	3.4 m ²
Cota de entrada	7.1 m
Cota de saída	7.06 m
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.90 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securats SK2
Materiais:	
- Bacia do separador	B55, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

4.6.2.2.5 Valas relvadas

Apresentam-se de seguida os dados de projecto das valas relvadas para o ST1-D e ST1-E (Quadro 4.37).

Quadro 4.37 – Dados de projecto das valas relvadas no ST1 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Dados de projecto		
Troço crítico	ST1-D	km 6+992-7+600
	ST1-E	km 6+967-7+600
Extensão de traçado	ST1-D	608 m
	ST1-E	633 m
Lado da via	ST1-D	Direito
	ST1-E	Esquerdo
Largura da berma	ST1-D	3.0 m
	ST1-E	3.0 m
Cota topográfica do afluente	ST1-D	6.8 m
	ST1-E	6.8 m
Cota topográfica do efluente	ST1-D	5.3 m
	ST1-E	5.3 m
Caudal (Q)	ST1-D	2.02 l/s
	ST1-E	2.52 l/s
Declive longitudinal da vala (S)	ST1-D	0.021 m/m, 2.1 %
	ST1-E	0.021 m/m, 2.1 %
Comprimento da vala (L)	ST1-D	70 m
	ST1-E	70 m
Largura da base, excluindo berma (m)	ST1-D	2.5 m
	ST1-E	2.5 m
Largura da base (tentativa e erro) (B)	ST1-D	5.5 m
	ST1-E	5.5 m
Inclinação dos taludes laterais (horizontal/vertical) (Z)	ST1-D	4:1
	ST1-E	4:1
Espécie de relva	ST1-D	Tipo C
	ST1-E	Tipo C
Tipo de solo	ST1-D	Erosionável
	ST1-E	Erosionável

4.6.2.3 Sistema de Tratamento 2 (ST2)

4.6.2.3.1 Características

A área definida para implantação do ST2 será de aproximadamente 1 600 m², desenvolvendo-se entre as cotas aproximadas de 6.8 e 3.0 m, no lado esquerdo da via rodoviária no sentido ascendente de km (Quadro 4.38). Deste modo, o escoamento será totalmente gravítico, não sendo necessários grandes volumes de escavação.

Quadro 4.38 – Características hidráulicas do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Dados de projecto:	
Troço	km 7+600-9+943
Extensão de traçado	2 343 m
Ponto de descarga	km 8+309 - Rio Pranto (para km 8+370-P17)
Largura média da plataforma	18.1 m
Altura de precipitação	15 mm
Área drenada	42 291.2 m ²
Volume drenado	634.4 m ³
Caudal para T=50 anos	2 609.3 l/s
Caudal para T=2 anos	401.65 m ³
Volume de projecto	634.4 m ³ ⁽¹⁾

⁽¹⁾ O volume de projecto admitido resulta da situação mais desfavorável entre o volume drenado (com base na altura de precipitação recolhida do pavimento) e o volume para T = 2 anos, ou seja o maior volume obtido, que corresponde ao volume drenado para uma altura de precipitação de 15 mm.

4.6.2.3.2 Gradagem

As características da câmara de gradagem encontram-se no Quadro 4.39.

Quadro 4.39 – Características da câmara de grades do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Dados de projecto	
Caudal para T=50 anos	2 609.3 l/s
Caudal para gradagem	1 826.5 l/s
Características da câmara de grades	
Área útil de atravessamento das grades	1.83 m ²
Profundidade	0.97 m
Largura útil	1.88 m
Número de espaços	75
Largura útil corrigida	1.88 m
Número de barras	74 m
Largura da câmara	2.62 m
Comprimento da câmara	0.50 m
Cota afluente	6.8 m
Cota efluente	6.3 m
Quantidade removida de gradados	
Quantidade média	3.16 m ³ /d
Quantidade máxima	5.68 m ³ /d

4.6.2.3.3 Caixa de recepção de caudal e by-pass

A caixa de recepção de caudal apresenta uma configuração rectangular (relação comprimento largura de 2:1), cujas características apresentam-se seguidamente no Quadro 4.40.

Quadro 4.40 – Características da caixa de recepção de caudal no ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal para T=50 anos	2 609.3 l/s
Altura	1.50 m
Altura do septo central	1.35 m
Volume	78.3 m ³
Área	52.2 m ²
Largura	5.1 m
Comprimento	10.2 m
Comprimento do compartimento do <i>by-pass</i>	1.0 m
Cota de implantação	6.0 m

O volume de água afluente ao sistema é superior à capacidade de encaixe do sistema de tratamento será conduzido directamente para o meio receptor por meio do *by-pass*, por fecho da electroválvula que comanda a afluência de água ao sistema de tratamento.

As características do *by-pass* encontram-se apresentadas seguidamente no Quadro 4.41.

Quadro 4.41 – Características do *by-pass* à caixa de recepção de caudal no ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal para <i>by-pass</i>	1 252.5 l/s
Inclinação	0.5 %
Diâmetro (secção cheia)	0.84 m
Diâmetro nominal	1.0 m
Velocidade (secção cheia)	2.25 m/s
Comprimento	1 134 m
Cota de entrada	6.0 m
Cota de saída (rio Pranto)	0.33 m

4.6.2.3.4 Separador de hidrocarbonetos

Admitiu-se um dimensionamento que garanta o escoamento total de água em 3 dias, permitindo um elevado tempo de retenção no sistema (aumento da eficiência de tratamento) e simultaneamente reduzir o volume dos órgãos de tratamento a jusante (bacias), sem prejudicar os objectivos pretendidos.

Os dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST2 encontram-se apresentados no Quadro 4.42.

Quadro 4.42 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Volume de projecto	634.4 m ³
Caudal afluente	2.45 l/s
Factor de segurança	3
Caudal de dimensionamento	7.34 l/s

Face à semelhança de caudal do ST2 com o caudal do ST1-D e ST1-E, adoptou-se um separador de hidrocarbonetos idêntico ao descrito para esses sistemas.

4.6.2.3.5 Bacia de retenção/decantação

A bacia de retenção/decantação foi dimensionada para recolher os primeiros 15 mm de precipitação sobre a plataforma da rodovia. Este pressuposto teve como base admitir a situação mais desfavorável, ou seja, o maior volume de projecto (634.4 m^3), comparativamente ao volume calculado para um período de retorno de 2 anos e um tempo de concentração de 10 minutos (401.6 m^3).

No Quadro 4.43 são apresentadas as características da bacia de retenção/decantação do ST2.

Quadro 4.43 – Características da bacia de retenção/decantação do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Volume drenado	634.4 m^3
Volume total	697.8 m^3
Volume morto	63.4 m^3
Altura máxima de lâmina líquida	1.50 m
Área útil	465.2 m^2
Largura máxima	11.9 m
Comprimento máximo	47.5 m
Área total de implantação	562.9 m^2
Cota de entrada	5.5 m
Cota de saída	4.8 m
Cota de fundo	4.3 m
Taludes (horizontal:vertical)	3:1

4.6.2.3.6 Bacia de infiltração

A jusante da bacia de retenção/decantação, os sólidos mais grosseiros são retidos numa câmara de grades/grelhas, com umas primeiras grelhas com espaçamento entre barras de 60 mm (grades grossas), seguidas de umas segundas grelhas com espaçamento entre barras de 20 mm (grades finas). A completar este tratamento prévio à bacia de infiltração encontra-se a seguir à câmara de grades/grelhas, previamente mencionada, um filtro granulométrico, cuja caixa apresenta dimensões de 2x3 m e as seguintes características (Quadro 4.44).

Quadro 4.44 – Características do filtro granulométrico do tratamento prévio do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Área (m ²)	6.0
Profundidade (m)	1.0
Diâmetro equivalente do grão (mm)	0.5
Porosidade	0.4

As características da bacia de infiltração encontram-se no Quadro 4.45.

Quadro 4.45 – Características da bacia de infiltração do ST2 do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Caudal afluente	232.6 m ³ /d
Área útil	775.3 m ²
Altura máxima de lâmina líquida	1.20 m
Volume infiltrado	930.4 m ³
Comprimento máximo	21.7 m
Largura máxima	43.3 m
Área total de implantação	938.2 m ²
Cota de entrada	4.0 m
Cota de fundo	3.0 m
Declive	3.0 %
Taludes (horizontal:vertical)	3:1

4.6.2.4 Estimativa da qualidade do efluente final

A concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento é estimada conforme se apresenta no Quadro 4.46.

Quadro 4.46 – Estimativa da concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento aos sistemas de tratamento do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Sistema de tratamento	SST (mg/l)	HC (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Pb (mg/l)
ST1-D	32.53	1.37	0.05	0.30	0.007
ST1-E	31.24	1.37	0.041	0.28	0.006
ST2	11.33	1.37	0.0096	0.23	0.001

A qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento, face aos pressupostos assumidos, encontra-se apresentada no Quadro 4.47 e é estimada de acordo com as eficiências de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias assumidas por FHWA (1996a).

Quadro 4.47 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento do lanço Louriçal/Quiaios
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006a)

Poluentes	Qualidade do efluente final (mg/l)		
	ST1-D	ST1-E	ST2
SST	4.88	4.69	0.17
HC	0.0343	0.0343	0.0171
Cu	0.0070	0.0057	0.0004
Zn	0.0420	0.0392	0.0097
Pb	0.00098	0.00084	0.00004

Comparando a qualidade estimada do efluente com os requisitos legais aplicáveis, a cada sistema de tratamento, pode-se concluir que os sistemas dimensionados apresentam uma elevada eficiência de tratamento e garantem o cumprimento legal, independentemente do meio receptor.

4.6.3 Lanço Quiaios/Mira

4.6.3.1 Pontos de descarga das águas de escorrência

No Quadro 4.48 é apresentado um resumo dos pontos de descarga das águas de escorrência dos sublanços Quiaios/Tocha e Tocha/Mira com indicação da extensão de traçado que contribui para esse ponto, o respectivo meio receptor e os sistemas de tratamento propostos.

Quadro 4.48 – Pontos de descarga das águas de escorrência, extensão de traçado, meio receptor e sistemas de tratamento do lanço Quiaios/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Extensão de traçado	Ponto de descarga	Meio receptor	Sistema de tratamento (tecnologia)
Sublanço Quiaios/Tocha			
Km 3+450 a 3+800	Km 3+450	Zona sensível ¹	ST1 (Vala relvada)
Km 3+800 a 4+450	Km 4+067	Zona sensível ²	ST2 (Vala relvada)
Km 4+570 a 5+250	Km 4+579	Zona sensível ³	ST3 (Vala relvada)
Km 12+885 a 13+725	Km 13+725	Zona sensível ⁴	ST4 (Vala relvada)
Km 13+725 a 14+300	Km 14+300	Zona sensível ⁴	ST5 (Vala relvada)
Km 0+150 a 0+700 (praça de portagem)	Km 0+700	Zona sensível ⁴	ST6 (Vala relvada)
Sublanço Tocha/Mira			
Km 14+300 a 14+700 (sublanço Quiaios/Tocha) Km 0+000 a 2+705	Km 1+800	Zona sensível ⁵	ST1 (Bacias)
Km 4+840 a 5+500	Km 4+850	Zona sensível ⁶	ST2 (Vala relvada)
Km 5+500 a 5+825	Km 5+525	Zona sensível ⁷	ST3 (Vala relvada)

Descarga do *by-pass* e do efluente final do sistema de tratamento:

¹ PH 3.2, que aflui à Ribeira das Barreiras;

² PH 4.1, que aflui à Ribeira das Barreiras;

³ PH 4.3, que aflui à Ribeira da Canosa;

⁴ Ribeira do Arneiro;

⁵ Ribeira da Corujeira;

⁶ PH 4.1 (vala de Enxugo);

⁷ PH 5.1 (vala de Enxugo).

É ainda de salientar que, no sublanço Tocha/Mira, equacionou-se a implantação de uma vala plantada com macrófitas (e com degraus), a jusante da PH 5.2, sendo a descarga ao km 5+831, contribuindo a extensão de traçado entre o km 5+825 e Km 7+000. A descarga é feita numa zona florestal, logo, zona não sensível. Assim, será apresentado apenas um dimensionamento prévio deste sistema, designando-se como ST4.

Face à natureza das águas residuais provenientes da lavagem da plataforma das vias rodoviárias e à irregularidade dos caudais a tratar, o tratamento preconizado para cada sistema inclui as seguintes operações unitárias/órgãos sequenciais (Quadro 4.49):

Quadro 4.49 - Descrição dos sistemas de tratamento preconizados no lanço Quiaios/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Sublanço Quiaios/Tocha	
ST1, ST2, ST3, ST4, ST5, ST6 – Valas relvadas	
Fase Líquida	Gradagem
	Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>
	Separador de hidrocarbonetos
	Vala relvada
Sublanço Tocha/Mira	
ST1 – Bacias de retenção/decantação e infiltração	
Fase Líquida	Gradagem
	Separador de hidrocarbonetos
	Bacia de retenção/decantação
	Tratamento prévio à bacia de infiltração: grelha e filtro granulométrico
	Bacia de infiltração
ST2, ST3 – Valas relvadas	
Fase Líquida	Gradagem
	Caixa de recepção de caudal e <i>by-pass</i>
	Separador de hidrocarbonetos
	Vala relvada

No que concerne ao ST4 do Sublanço Tocha/Mira, é constituído por uma vala longitudinal, onde estão plantadas macrófitas em toda a sua extensão, recorrendo-se às espécies *Cynodon dactylon* (L.) Pers. e *Phragmites australis*, que se caracterizam por um rápido crescimento, boa capacidade de adaptação, resistem a elevados períodos de seca, são nitrófilas (adaptam-se em solos com elevados teores de azoto) e permitem ainda a fixação de sólidos sedimentados dificultando a sua ressuspensão.

4.6.3.2 Sublanço Quiaios/Tocha

4.6.3.2.1 Características

Os dados de projecto dos sistemas de tratamento implantados no sublanço Quiaios/Tocha encontram-se apresentados no Quadro 4.50.

Quadro 4.50 – Dados de projecto dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Área (m ²)	335.0	377.0	382.0	415.0	509.0	356.0
Cota topográfica afluente (m)	46.56	46.66	48.28	49.60	45.49	49.50
Cota topográfica efluente (m)	45.20	45.68	47.20	48.50	41.80	48.00
Diferença de cotas (m)	1.36	0.98	1.08	1.10	3.69	1.50
Lado da via ¹	Direito	Esquerdo	Direito	Esquerdo	Esquerdo	Direito

¹ Sentido ascendente de Km.

No Quadro 4.51 encontram-se as características hidráulicas dos sistemas de tratamento implantados no sublanço Quiaios/Tocha.

Quadro 4.51 – Características hidráulicas dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Troço crítico	Km 3+450 a 3+800	Km 3+800 a 4+450	Km 4+570 a 5+250	Km 12+885 a 13+725	Km 13+725 a 14+300	Km 0+150 a 0+700
Extensão de traçado (m)	350.0	650.0	680.0	840.0	575.0	550.0
Ponto de descarga	Km 3+450	Km 4+067	Km 4+579	Km 13+725	Km 14+300	Km 0+700
Lado da via	Direito	Esquerdo	Direito	Esquerdo	Esquerdo	Direito
Largura média da plataforma (m)	32.0					
Caudal para T=50 anos (l/s)	360.0	670.0	700.0	880.0	600.0	470.0
Caudal para T=2 anos (l/s)	190.0	350.0	360.0	460.0	310.0	250.0
Volume para T=2 anos (m ³)	111.80	207.63	217.21	274.69	188.03	147.91

4.6.3.2.2 Gradagem

As características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha encontram-se no Quadro 4.52.

Quadro 4.52 – Características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Caudal para T=50 anos (m ³ /s)	0.360	0.670	0.700	0.880	0.600	0.470
Caudal para gradagem (m ³ /s)	0.252	0.469	0.490	0.616	0.420	0.329
Características da grade						
Área útil de atravessamento (m ²)	0.25	0.47	0.49	0.62	0.42	0.33
Profundidade (m)	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Comprimento útil (m)	0.50	0.94	0.98	1.23	0.84	0.66
Número de espaços	20	38	39	49	34	26
Comprimento útil corrigido (m)	0.50	0.95	0.98	1.23	0.85	0.65
Número de barras	19	37	38	48	33	25
Inclinação	45 °					
Características da câmara de gradagem						
Altura (m)	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60
Comprimento (m)	0.69	1.32	1.36	1.71	1.18	0.90
Largura (m)	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Área (m ²)	0.35	0.66	0.68	0.85	0.59	0.45
Cota afluente (m)	46.56	46.66	48.28	49.60	45.49	49.50
Cota efluente (m)	46.46	46.61	48.23	49.55	45.39	49.40
Quantidade removida de gradados						
Quantidade média (m ³ /d)	46.56	46.66	48.28	49.60	45.49	49.50
Quantidade máxima (m ³ /d)	46.46	46.61	48.23	49.55	45.39	49.40

4.6.3.2.3 Caixa de recepção de caudal e by-pass

As características da caixa de recepção de caudal apresentam-se seguidamente no Quadro 4.53.

Quadro 4.53 – Características da caixa de recepção de caudal dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Volume T=2 anos (m ³)	111.8	207.63	217.21	274.69	188.03	147.91
Tempo de retenção (h)	8.0	16.0	16.0	18.0	14.0	12.0
Caudal afluyente ao separador HC (l/s)	3.88	3.60	3.77	4.24	3.73	3.42
Compartimento que aflui ao sistema de tratamento						
Área (m ²)	57.3	106.5	111.4	140.9	96.4	75.9
Largura (m)	5.4	7.3	7.5	8.4	6.9	6.2
Comprimento (m)	10.7	14.6	14.9	16.8	13.9	12.3
Compartimento para <i>by-pass</i>						
Comprimento (m)	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Largura (m)	5.4	7.3	7.5	8.4	6.9	6.2
Área (m ²)	5.4	7.3	7.5	8.4	6.9	6.2
Caixa						
Altura (m)	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Altura do septo central (m)	1.95	1.95	1.95	1.95	1.95	1.95
Largura total (m)	5.4	7.3	7.5	8.4	6.9	6.2
Comprimento total (m)	11.7	15.6	15.9	17.8	14.9	13.3
Área total (m ²)	62.7	113.8	118.9	149.3	103.4	82.0
Cota afluyente (m)	46.36	46.56	48.18	49.50	45.29	49.30

Atendendo à altura da caixa e às restritas cotas topográficas disponíveis (considerando necessária uma diferença de cotas entre a entrada na caixa e a entrada no separador de hidrocarbonetos apenas de 10 cm), mostrou-se necessário a implantação de uma bomba submersível no compartimento da caixa que aflui ao sistema de tratamento, com o objectivo de garantir que toda a água é encaminhada para o separador de hidrocarbonetos sempre que a electroválvula estiver aberta, impedindo a estagnação de água neste compartimento.

No Quadro 4.54 apresentam-se as características do colector de *by-pass*.

Quadro 4.54 – Características do colector de *by-pass* dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Caudal para T=50 anos (l/s)	360.0	670.0	700.0	880.0	600.0	470.0
Caudal (%)	47.2	47.8	48.6	47.7	48.3	46.8
Caudal (Q_p) (m^3/s)	0.170	0.320	0.340	0.42	0.29	0.22
Inclinação (%)	1.5					
Diâmetro de cálculo (m)	0.32	0.41	0.42	0.45	0.40	0.36
Diâmetro nominal (m)	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Velocidade (m/s)	2.06	2.42	2.45	2.59	2.36	2.20
Cota de entrada (m)	46.36	46.56	48.18	49.50	45.29	49.30
Cota de saída (m)	45.20 (PH 3.2)	45.68 (PH 4.1)	47.20 (PH 4.3)	48.50 (Rib ^a do Arneiro)	41.80 (Rib ^a do Arneiro)	48.00 (Rib ^a do Arneiro)

4.6.3.2.4 Separador de hidrocarbonetos

O dimensionamento do separador de hidrocarbonetos teve em consideração o tempo de retenção admitido na caixa de recepção de caudal, nomeadamente no compartimento que afluí ao sistema de tratamento.

Os dados de projecto do separador de hidrocarbonetos encontram-se apresentados no Quadro 4.55.

Quadro 4.55 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Tempo de retenção (h)	8.0	18.0	16.0	18.0	14.0	12.0
Caudal (l/s)	3.88	3.60	3.77	4.24	3.73	3.42
Factor de segurança ¹	2.5	2.5	2.5	2.3	2.5	2.5
Caudal de dimensionamento (l/s)	9.70	9.01	9.43	9.75	9.33	8.56

¹ O dimensionamento do separador é afectado por um factor de segurança compreendido entre 2 e 3 para compensar o efeito turbulência provocado pela admissão através da caixa de recepção de caudal.

As características do separador de hidrocarbonetos (com câmara de decantação) apresentam-se no Quadro 4.56.

Quadro 4.56 – Características do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG10
Caudal	10 l/s
Volume útil	3 800 l
Volume de retenção de lamas	3 000 l
Volume de retenção de óleos	280 l
Diâmetro total	2 070 mm
Área	3.4 m ²
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.90 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securats SK2
Materiais:	
- Bacia do separador	B55, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

No Quadro 4.57 encontram-se apresentadas as cotas de entrada e saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha.

Quadro 4.57 – Cota de entrada e cota de saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Cota de entrada (m)	46.26	46.51	48.13	49.45	45.19	49.20
Cota de saída (m)	46.22	46.47	48.09	49.41	45.15	49.16

4.6.3.2.5 Valas relvadas

Apresentam-se de seguida os dados de projecto das valas relvadas para os sistemas de tratamento em questão (quadro 4.58).

Quadro 4.58 – Dados de projecto das valas relvadas para os sistemas de tratamento do sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
Cota topográfica do afluente (m)	46.12	46.42	48.04	49.36	45.05	49.06
Cota topográfica do efluente (m)	45.20	45.68	47.20	48.50	41.80	48.00
Caudal (Q) (l/s)	3.88	3.60	3.77	4.24	3.73	3.42
Declive longitudinal da vala (S) (m/m)	0.023	0.021	0.024	0.025	0.050	0.026
Comprimento da vala (L) (m)	40.0	35.0	35.0	35.0	65.0	40.0
Largura da berma (m)	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
Largura da base, excluindo berma (m)	3.0	3.5	3.5	3.5	2.5	3.0
Largura da base (tentativa e erro) (B) (m)	6.0	6.5	6.5	6.5	5.5	6.0
Inclinação dos taludes laterais (horizontal/vertical) (Z)	4:1					
Espécie de relva	Tipo C					
Tipo de solo	Erosionável					

4.6.3.3 Sublanço Tocha/Mira

4.6.3.3.1 Características

Os dados de projecto dos sistemas de tratamento implantados no sublanço Tocha/Mira encontram-se apresentados no Quadro 4.59.

Quadro 4.59 – Dados de projecto dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento			
	ST1	ST2	ST3	ST4
Área (m ²)	2 650.0	384.0	300.0	1 260.0
Cota topográfica afluente (m)	30.55	32.68	38.80	41,67
Cota topográfica efluente (m)	27.21	29.80	37.06	39,11
Diferença de cotas (m)	3.34	2.88	1.74	2,56
Lado da via	Esquerdo	Esquerdo	Esquerdo	Esquerdo

No Quadro 4.60 encontram-se as características hidráulicas dos sistemas de tratamento implantados no sublanço Tocha/Mira.

Quadro 4.60 – Características hidráulicas dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Troço crítico	Km 14+300-14+700 ⁽¹⁾ , Km 0+000-2+705	Km 4+840-5+500	Km 5+500-5+825
Extensão de traçado (m)	3 105.0	660.0	325.0
Ponto de descarga	Km 1+800	Km 4+850	Km 5+525
Lado da via	Esquerdo	Esquerdo	Esquerdo
Largura média da plataforma (m)	32.0		
Caudal para T=50 anos (l/s)	3 867.0	761.6	462.0
Caudal para T=2 anos (l/s)	2 048.0	443.9	238.3
Volume para T=2 anos (m ³)	1 228.8	266.4	143.0
Altura de precipitação (mm)	15.0	-	-
Área drenada (m ²)	99 360.0	-	-
Volume drenado (m ³)	1 490.4	-	-
Volume de projecto (m ³)	1 490.4 ⁽²⁾	266.4	143.0

⁽¹⁾Do Sublanço Quiaios/Tocha;

⁽²⁾ O volume de projecto admitido resulta da situação mais desfavorável entre o volume drenado (com base na altura de precipitação recolhida do pavimento) e o volume para T = 2 anos, ou seja o maior volume obtido, que corresponde ao volume drenado para uma altura de precipitação de 15 mm.

4.6.3.3.2 Gradagem

As características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira encontram-se no Quadro 4.61. Note-se que no ST1 se considerou a velocidade de atravessamento da grade de 1.5 m/s.

Quadro 4.61 – Características da gradagem dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de Tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Caudal para T=50 anos (m ³ /s)	3.867	0.762	0.462
Caudal para gradagem (m ³ /s)	1.434	0.533	0.323
Características da grade			
Área útil de atravessamento (m ²)	0.96	0.53	0.32
Profundidade (m)	0.89	0.50	0.50
Comprimento útil (m)	1.08	1.07	0.65
Número de espaços	43	43	26
Comprimento útil corrigido (m)	1.08	1.08	0.65
Número de barras	42	42	25
Inclinação	45 ^º		
Características da câmara de gradagem			
Altura (m)	1.00	0.60	0.60
Comprimento da câmara (m)	1.50	1.50	0.90
Largura da câmara (m)	0.50	0.50	0.50
Área da câmara (m ²)	0.75	0.75	0.45
Cota afluyente (m)	30.55	32.68	38.80
Cota efluente (m)	30.40	32.58	38.70
Quantidade removida de gradados			
Quantidade média (m ³ /d)	2.48	0.92	0.56
Quantidade máxima (m ³ /d)	4.46	1.66	1.01

4.6.3.3.3 Caixa de recepção de caudal e by-pass

As características da caixa de recepção de caudal apresentam-se seguidamente no Quadro 4.62.

Quadro 4.62 – Características da caixa de recepção de caudal dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Volume T=2 anos (m ³)	*	266.4	143.0
Tempo de retenção (h)	*	18.0	10.0
Caudal afluyente ao separador HC (l/s)	*	4.11	3.97
Compartimento que aflui ao sistema de tratamento			
Área (m ²)	*	136.6	98.6
Largura (m)	*	8.3	7.0
Comprimento total (m)	*	16.5	14.0
Compartimento para <i>by-pass</i>			
Comprimento (m)	*	1.0	1.0
Largura (m)	*	8.3	7.0
Área (m ²)	*	8.3	7.0
Caixa			
Altura (m)	*	2.00	1.50
Altura do septo central (m)	*	1.95	1.45
Largura total (m)	*	8.3	7.0
Comprimento total (m)	*	144.9	15.0
Área total (m ²)	*	32.48	105.6
Cota afluyente (m)	*	2.00	38.60

* Projecto de Drenagem.

Atendendo à altura da caixa e às restritas cotas topográficas disponíveis (considerando necessária uma diferença de cotas entre a entrada na caixa e a entrada no separador de hidrocarbonetos apenas de 10 cm), mostrou-se necessário a implantação de uma bomba submersível no compartimento da caixa que aflui ao sistema de tratamento, com o objectivo de garantir que toda a água é encaminhada para o separador de hidrocarbonetos sempre que a electroválvula estiver aberta, impedindo a estagnação de água neste compartimento.

Apresentam-se de seguida as características do colector de *by-pass* no Quadro 4.63.

Quadro 4.63 – Características do *by-pass* dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Características do <i>by-pass</i>	Sistema de tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Caudal para T=50 anos (l/s)	3 867.0	761.6	462.0
Caudal (%)	*	41.7	48.4
Caudal (Q _p) (m ³ /s)	*	0.318	0.224
Inclinação (%)	*	1.5	1.5
Diâmetro de cálculo (m)	*	0.41	0.36
Diâmetro nominal (m)	*	0.50	0.50
Velocidade (m/s)	*	2.41	2.21
Cota de entrada (m)	*	32.48	38.60
Cota de saída (m)	*	29.80 (PH 4.1)	37.06 (PH 5.1)

* Projecto de Drenagem.

4.6.3.3.4 Separador de hidrocarbonetos

Admitiu-se um dimensionamento que garanta o escoamento total de água permitindo um elevado tempo de retenção no sistema (aumento da eficiência de tratamento), atendendo ao caudal afluente e, simultaneamente, reduzir o volume do órgão de tratamento a jusante, sem prejudicar os objectivos pretendidos.

Relembra-se que no ST1 a implantação do separador de hidrocarbonetos é feita a jusante da bacia de retenção/decantação.

Os dados de projecto do separador de hidrocarbonetos encontram-se apresentados no Quadro 4.64.

Quadro 4.64 – Dados de projecto do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Tempo de retenção	5 d	18 h	10 h
Caudal (l/s)	3.80	4.11	3.97
Factor de segurança	2.5	2.4	2.5
Caudal de dimensionamento (l/s)	9.49	9.87	9.93

As características do separador de hidrocarbonetos (com câmara de decantação) apresentam-se no Quadro 4.65.

Quadro 4.65 – Características do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Fabricante	PASSAVANT
Modelo	COALISATOR CCB-NG10
Caudal	10 l/s
Volume útil	3 800 l
Volume de retenção de lamas	3 000 l
Volume de retenção de óleos	280 l
Diâmetro total	2 070 mm
Área	3.4 m ²
Sistema de segurança	Obturador flutuante calibrado para densidades até 0.90 g/cm ³
Acessórios	Sistema de alarme Securats SK2
Materiais:	
- Bacia do separador	B55, anti-flutuante, anti-fissura
- Estrutura de suporte interna	Aço inox, AISI 304
- Tampa	Ø600 mm, classe D400

A cota de entrada e a cota de saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira encontram-se apresentadas no Quadro 4.66.

Quadro 4.66 – Cota de entrada e cota de saída do separador de hidrocarbonetos dos sistemas de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento		
	ST1	ST2	ST3
Cota de entrada (m)	29.50	32.38	38.50
Cota de saída (m)	29.46	32.34	38.46

4.6.3.3.5 Bacia de retenção/decantação

A bacia de retenção/decantação foi dimensionada para recolher os primeiros 15 mm de precipitação sobre a plataforma da rodovia que drena para o ST1. Este pressuposto teve como base admitir a situação mais desfavorável, ou seja, o maior volume de projecto (1 490.4 m³), comparativamente ao volume calculado para um período de retorno de 2 anos e um tempo de concentração de 10 minutos (1 228.8 m³).

No Quadro 4.67 apresentam-se as características da bacia de retenção/decantação do sistema de tratamento do sublanço Tocha/Mira.

Quadro 4.67 – Características da bacia de retenção/decantação do sistema de tratamento do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Volume drenado	1 490.4 m ³
Volume total	1 639.4 m ³
Volume morto	149.0 m ³
Tempo de retenção	5.0 d
Altura máxima de lâmina líquida	1.20 m
Área útil	1 366.2 m ²
Largura máxima	33.2 m
Comprimento máximo	49.8 m
Área total de implantação	1 653.1 m ²
Cota de entrada	30.25 m
Cota de saída	29.65 m
Cota de fundo	29.05 m
Taludes (horizontal:vertical)	3:1

4.6.3.3.6 Bacia de infiltração

A ligação entre o separador de hidrocarbonetos e a bacia de infiltração, no ST1, é feita por meio de uma caixa, constituída por uma grelha que apresenta um espaçamento entre barras de 25 mm (grades médias). A completar este tratamento prévio à bacia de infiltração encontra-se um filtro granulométrico, a montante da bacia de infiltração no ST1, que se encontra implantado numa caixa que apresenta as seguintes características (Quadro 4.68).

Quadro 4.68 – Características do filtro granulométrico do tratamento prévio à bacia de infiltração do ST1 do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Área	1.5 m ²
Altura	0.9 m
Profundidade	0.8 m
Largura	1.0 m
Comprimento	1.5 m
Cota afluente	29.44 m
Cota efluente	28.54 m

A bacia de infiltração constitui o sistema de tratamento propriamente dito (no ST1), tendo sido escolhido por ser, de entre os sistemas de tratamento mais simples, o mais eficiente para a remoção dos poluentes em causa (metais pesados), permitindo, nas adequadas condições de funcionamento e manutenção, eficiências muito elevadas. As características da bacia de infiltração encontram-se no Quadro 4.69.

Quadro 4.69 – Características da bacia de infiltração do ST1 do sublanço Tocha/Mira (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Caudal afluente	327.9 m ³ /d
Área útil	1 093.0 m ²
Altura da camada filtrante	1.00 m
Volume infiltrado	1 093.0 m ³
Comprimento máximo	25.7 m
Largura máxima	51.4 m
Área total de implantação	1 322.5 m ²
Cota de entrada	28.04 m
Cota de fundo	27.04 m
Declive	3.0 %
Taludes (horizontal:vertical)	3:1

4.6.3.3.7 Valas relvadas

Apresentam-se de seguida os dados de projecto das valas relvadas para o ST2 e ST3 do sublanço Tocha/Mira (Quadro 4.70).

Quadro 4.70 – Dados de projecto das valas relvadas para o ST2 e ST3 do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Dados de projecto	Sistema de tratamento	
	ST2	ST3
Troço crítico	Km 4+840-5+500	Km 5+500-5+825
Extensão de traçado (m)	660.0	325.0
Lado da via	Esquerdo	Esquerdo
Largura da berma (m)	3.0	3.0
Cota topográfica do afluente (m)	32.24	38.36
Cota topográfica do efluente (m)	29.80 (PH 4.1)	37.06 (PH 5.1)
Caudal (Q) (l/s)	4.11	3.97
Declive longitudinal da vala (S) (m/m)	0.041	0.032
Comprimento da vala (L) (m)	60.0	40.0
Troço da vala	Km 4+844-4+904	Km 5+530-5+570
Largura da base, excluindo berma (m)	2.5	3.5
Largura da base (tentativa e erro) (B) (m)	5.5	6.5
Inclinação dos taludes laterais (horizontal/vertical) (Z)	4:1	
Espécie de relva	Tipo C	
Tipo de solo	Erosionável	

4.6.3.3.8 Vala de macrófitas

A vala longitudinal do ST4, plantada com macrófitas (*Typha latifolia* e *Phragmites australis*), apresenta as características referidas no Quadro 4.71.

Quadro 4.71 – Características da vala de macrófitas do ST4 do sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Caudal (T=50 anos)	1.739 m ³ /s
Comprimento	360 m
Largura de rasto	0.80 m
Largura da berma	5.30 m
Inclinação dos taludes	1V/1.5H
Altura	1.5 m
Inclinação	0.7 %
Altura dos degraus	0.15 a 0.20 m
Comprimento dos degraus	0.80 m
Espaçamento entre degraus	30 m
Cota afluente	41.67 m
Cota efluente	39.11 m

4.6.3.4 Estimativa da qualidade do efluente final

A concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento do lanço Quiaios/Mira é estimada conforme se apresenta no Quadro 4.72.

Quadro 4.72 – Estimativa da concentração de poluentes afluente aos sistemas de tratamento do lanço Quiaios/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Sistema de tratamento	SST (mg/l)	HC (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Pb (mg/l)
Sublanço Quiaios/Tocha					
ST1	19.50	0.88	0.01	0.19	0.001
ST2	16.41	0.88	0.01	0.22	0.0022
ST3	14.64	0.88	0.01	0.20	0.0018
ST4	15.39	0.88	0.01	0.21	0.002
ST5	15.13	0.88	0.01	0.216	0.0019
ST6	32.37	0.88	0.03	0.26	0.005
Sublanço Tocha/Mira					
ST1	19.84	0.58	0.01	0.23	0.003
ST2	43.16	0.58	0.05	0.28	0.0094
ST3	33.14	0.58	0.03	0.266	0.0063

A qualidade do efluente final, estimada para cada sistema de tratamento do lança Quiaios/Mira, face aos pressupostos assumidos, encontra-se apresentada no Quadro 4.73 e no Quadro 4.74.

Quadro 4.73 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento no sublanço Quiaios/Tocha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Poluentes	Qualidade final do efluente (mg/l)					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
SST	2.93	2.46	2.20	2.31	2.27	4.86
HC	0.022	0.022	0.022	0.022	0.022	0.022
Cu	0.0014	0.0014	0.0014	0.0014	0.0014	0.0042
Zn	0.0266	0.0308	0.0280	0.0294	0.0302	0.036
Pb	0.00014	0.00031	0.00025	0.00028	0.00027	0.0007

Quadro 4.74 – Estimativa da qualidade do efluente final para cada sistema de tratamento no sublanço Tocha/Mira
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2006b)

Poluentes	Qualidade final do efluente (mg/l)		
	ST1	ST2	ST3
SST	0.30	6.47	4.97
HC	0.007	0.027	0.027
Cu	0.0004	0.0070	0.0042
Zn	0.0097	0.0392	0.0372
Pb	0.00013	0.00132	0.00088

A comparação da qualidade estimada do efluente com os requisitos legais aplicáveis, a cada sistema de tratamento, permite concluir que os sistemas dimensionados apresentam uma elevada eficiência de tratamento e garantem o cumprimento legal, independentemente do meio receptor.

4.7 A23 – Ligação Covilhã (Norte)

4.7.1 Caracterização da área em estudo

A ligação Covilhã Norte – auto-estrada A23 engloba dois troços de via, com cerca de 2.0 km e 4.2 km de extensão, respectivamente (Figura 4.3): o primeiro troço faz a ligação entre a zona do Hospital e uma rotunda; o segundo entre esta e a auto-estrada A23. Neste último troço, existe um viaduto em betão armado sobre a ribeira de Corges, com ligação em aterro a montante e a jusante.

Parte da zona envolvente é classificada como RAN (Reserva Agrícola Nacional) e REN (Reserva Ecológica Nacional), existindo actividade agrícola em pequena escala e pequenos aglomerados urbanos de ambos os lados do viaduto, caracterizados por população carenciada e que subsistem com base na agricultura e na criação animal.

4.7.2 Caracterização do sistema de tratamento

Para minimizar os eventuais impactes ambientais negativos das escorrências da estrada naquela zona, no que respeita a captações de água para rega e consumo animal e humano, foram projectadas e construídas quatro bacias de decantação, duas a montante do viaduto e outras duas a jusante, situando-se, em cada caso, uma de cada lado da via de acesso à rotunda norte da Covilhã (Figura 4.3). Desta forma, as escorrências do pavimento são captadas, encaminhadas, tratadas e lançadas na ribeira de Corges com carga poluente reduzida. As bacias são caracterizadas por apresentarem duas zonas principais: o desengordurador e a zona de decantação.

As bacias de detenção são, normalmente, estruturas construídas em betão armado ou terra, dotadas, quando necessário, de um sistema de impermeabilização em toda a zona basal e taludes. São dimensionadas para, durante uma chuvada, reterem as escorrências durante um período de tempo que, normalmente, é inferior a 24 h (BARBOSA, 2003). De acordo com a FHWA (1996a), este tipo de sistema de tratamento pode ser utilizado para águas de escorrências de estradas sempre que se prevejam elevadas cargas de metais pesados (Pb e Cd), quando, por motivos de localização, tendo sempre em conta as características geológicas do terreno, não seja possível a utilização de sistemas de infiltração, ou, quando se torna necessário o controlo de caudais de ponta, de modo a serem minimizadas cheias ou protegidos terrenos contra a erosão hídrica, a jusante da bacia de detenção.

As quatro bacias foram dimensionadas para captar, reter e tratar por decantação os poluentes presentes nas águas de escorrência do troço de estrada referido, para um período mínimo de 3 h e para uma chuvada média de 41 mm, podendo, ainda, acumular volumes de líquido entre chuvadas consecutivas.

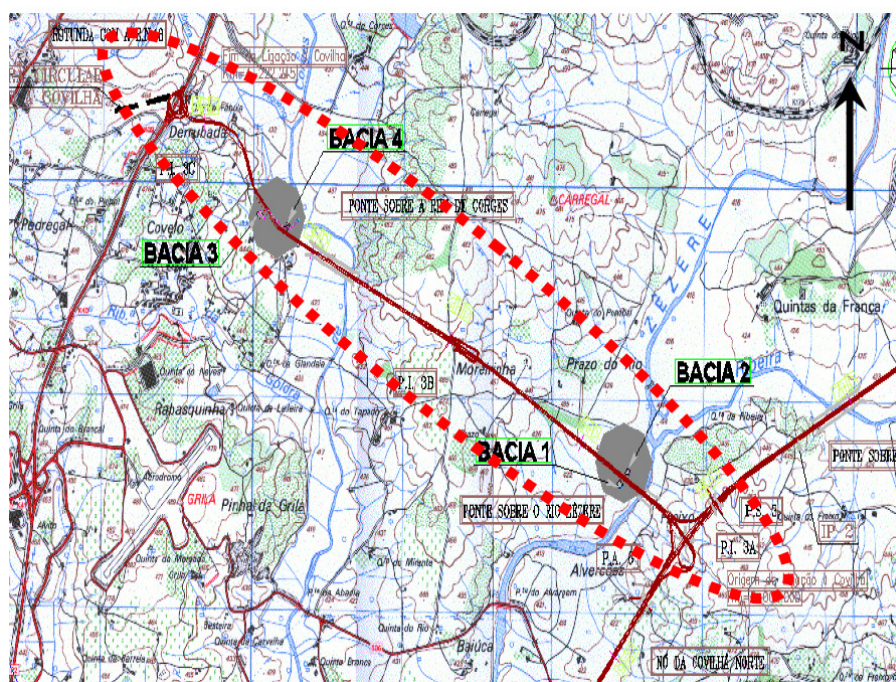


Figura 4.3 – Ligação Covilhã Norte – auto-estrada A23, com identificação das quatro bacias de decantação
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

O desengordurador vai permitir a remoção de óleos, gorduras e hidrocarbonetos. Uma vez que estes compostos são menos densos que a água, acumulam-se à superfície saindo o efluente tratado para o interior da zona de decantação, a um nível inferior em relação ao nível do líquido no desengordurador. Este órgão pode, ainda, promover a intercepção de material sólido - areias, plásticos e garrafas - arrastado pelas escorrências, evitando que estes atinjam o interior da bacia.

No estudo efectuado por ALBUQUERQUE *et al.* (2006) houve necessidade de escolher uma bacia para monitorizar, tendo sido considerados, numa primeira fase, a sua localização e acessos. Nesta fase, pré-seleccionaram-se as bacias 3 e 4, por se encontrarem mais próximas da Covilhã. Na selecção final da bacia para monitorizar, foram avaliadas as percentagens relativas de áreas drenantes pavimentada e não pavimentada (Quadro 4.75), para as quais cada uma delas estava dimensionada.

Quadro 4.75 - Características das áreas drenantes para as bacias 3 e 4
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

	Faixa (m ²)	Taludes (m ²)	Total (m ²)	Percentagem de taludes (%)
Bacia 3	2 816	1 200	4 016	30
Bacia 4	6 881	4 175	11 056	38

Com este estudo pretendeu-se identificar e quantificar os poluentes gerados no troço Covilhã Norte – A23. Interessava que a contribuição da zona de pavimento fosse a maior possível em relação à área total. De acordo com o Quadro 4.75, a contribuição de zonas em talude para a área total é inferior no caso da bacia 3, daí ter sido esta a bacia seleccionada para monitorização.

4.7.3 Monitorização

Foi elaborado um plano de monitorização, composto por duas campanhas de amostragem, realizadas em diferentes épocas do ano: a primeira foi realizada a 14 de Janeiro de 2006 (com um total de 20 amostras) e a segunda a 3 de Maio de 2006 (com um total de 17 amostras).

Para cada campanha foram recolhidas amostras à entrada no sistema (1-Afluentes à bacia), à saída do desengordurador (3-Efluente do desengordurador) e à saída da bacia (2-Efluente da bacia de decantação), como representado na Figura 4.4. Foram, ainda, recolhidas amostras em dois poços próximos da bacia (pontos 4 e 5) e na ribeira de Corges (ponto 6), que constituem três pontos englobados no Plano de Monitorização da A23 que a Universidade da Beira Interior está a realizar desde 2004 (ALBUQUERQUE E CARVALHO, 2005a, 2005b).

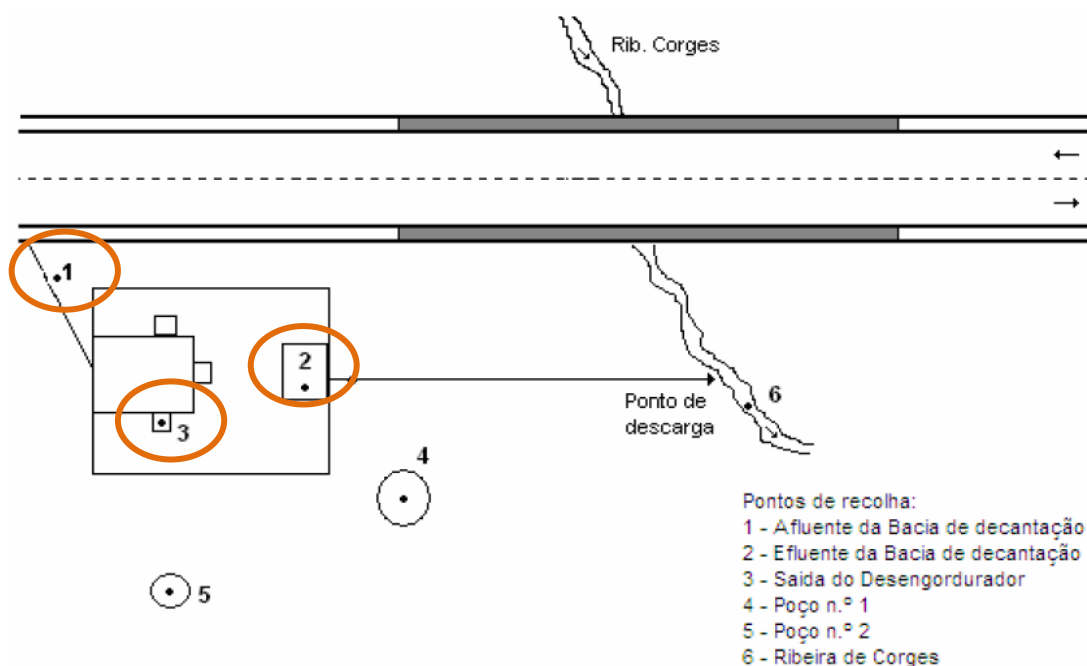


Figura 4.4 – Pontos de amostragem
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

As campanhas de monitorização foram realizadas tendo em conta as variações sazonais, ou seja, foram pensadas para que uma delas fosse executada em época de Inverno, após um período seco relativamente curto (8 de Janeiro a 14 de Janeiro do ano de 2006, 6 dias sem precipitação), com uma

precipitação diária de 17.9 mm, e a segunda amostragem na Primavera, com um período seco entre eventos de precipitação mais longo (23 de Abril a 3 de Maio do ano 2006, 11 dias), com uma precipitação diária de 2.5 mm.

As gamas de valores para os diferentes parâmetros físico-químicos analisados, para cada evento de precipitação monitorizado, são apresentadas no Quadro 4.76. Os resultados apresentados referem-se apenas ao sistema de tratamento. Não se apresentam os dados para o meio hídrico adjacente (poços e ribeira de Corges). Os dados existentes, resultantes de duas campanhas de monitorização anteriores no âmbito do Plano de Monitorização Ambiental da A23, não revelaram a existência de concentrações preocupantes dos parâmetros analisados, quer nos poços referidos, quer na ribeira de Corges.

Quadro 4.76 - Gamas de valores nas águas de escorrência (campanhas de Janeiro e Maio de 2006)
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

Parâmetro	Número de amostras	Gama de valores		
		Afluente à bacia (1)	Saída do desengordurador (3)	Descarga da bacia (2)
pH	40	7.1 – 7.4	7.1 – 7.3	7.1 – 7.2
Temperatura (°C)	40	8.8 – 13.1	9.0 – 12.1	9.0 – 11.6
Condutividade (µ/cm)	40	18 - 362	42 – 433	41 – 487
OD (mg/l ⁻¹)	40	2.1 – 6.0	2.3 – 5.3	2.1 – 5.3
SST (mg/l ⁻¹)	22	5 – 180	15 – 40	10 – 65
CQO (mg/l ⁻¹)	22	11.7 – 639.0	23.5 – 302.0	21.3 – 411.0
Amónio (mg/l ⁻¹)	22	<0.02 – 2.95	<0.02 – 1.26	<0.02 – 1.84
Nitratos (mg/l ⁻¹)	22	<0.01 – 33.60	<0.01 – 19.20	<0.01 – 23.10
Cobre (mg/l ⁻¹)	22	0.005 – 0.011	0.005 – 0.010	0.015 – 0.016
Crómio (mg/l ⁻¹)	22	0.001 – 0.003	0.002 – 0.003	0.003 – 0.004
Zinco (mg/l ⁻¹)	22	<0.10 – 0.28	0.20	<0.10
Óleos e Gorduras (mg/l ⁻¹)	20	0.19 – 1.33	0.14 – 0.96	0.42 – 0.93
HAP (µg/l ⁻¹)	20	0.15 – 0.49	0.14 – 0.47	0.42 – 0.93

Na primeira campanha, efectuada em época de Inverno, obtiveram-se valores relativamente baixos para os diferentes parâmetros, apresentando o amónio, nitratos e Zn concentrações abaixo do limite de detecção. A segunda campanha, realizada na Primavera, com um período antecedente sem precipitação de 11 dias, revelou, à entrada do sistema, concentrações bastante mais elevadas para a maioria dos parâmetros analisados.

Esta variação poderá ter estado relacionada com o maior período seco antecedente, embora a FHWA (1996a) refira não existir relação linear directa entre estas duas variáveis. O aumento significativo de nutrientes (amónia e nitratos) pode estar directamente ligado com o transporte atmosférico destes compostos, dos campos de cultivo adjacentes à estrada, uma vez que estes são utilizados frequentemente nas actividades agrícolas.

As duas campanhas de amostragens efectuadas revelaram diferenças significativas de valores para os parâmetros físico-químicos analisados, que se atribuiu ao período seco antecedente respectivo e a diferentes contribuições de terrenos agrícolas adjacentes. A variabilidade de concentrações é uma característica intrínseca às escorrências de estradas. O aumento significativo de nutrientes (amónia e nitratos), na segunda campanha, pressupõe-se ter estado associado à prática agrícola nas terras de cultivo adjacentes ao troço de via em estudo. Esta associação revela a importância que o uso do solo envolvente tem para a previsão da qualidade das escorrências de vias de comunicação.

4.7.4 Análise da infraestrutura

No decorrer da monitorização da bacia 3, foram observados alguns factos que, do ponto vista funcional, poderiam afectar o desempenho esperado do sistema:

- 1) O descarregador de saída (Figura 4.5) (abertura de geometria quadrática de 20 cm de largura) está localizado a cerca de 50 cm em relação ao fundo da bacia, permitindo, apenas, a retenção de um volume parcial das escorrências afluentes. Para eventos de duração elevada, seria mais adequado promover um tempo de retenção hidráulico superior, o que poderia ser conseguido através da subida da altura do descarregador. Esta alteração permitiria, ainda, obter uma decantação mais eficaz dos poluentes. A alteração proposta foi bem aceite por parte da entidade gestora (Scutvias-Autoestradas da Beira Interior S.A.).



Figura 4.5 – Localização do descarregador de saída
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

- 2) Durante uma inspecção local, verificou-se que a tela impermeabilizadora encontrava-se descolada nalguns pontos de contacto com elementos de betão armado (Figura 4.6), permitindo a infiltração de volumes retidos naqueles pontos. A colocação da tela é executada de modo a que, no decorrer da vida útil da obra, garanta a estanquidade do sistema. Contudo, por motivos de origem diversa, pode ocorrer, durante a exploração da estrutura, a deslocação ou descolagem da mesma.



Figura 4.6 – Ponto de descolagem da tela impermeabilizadora, junto a uma das saídas do desgordurador
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

- 3) Quer no desgordurador, quer no órgão de saída, detectaram-se problemas de fissuração da estrutura. Um dos factores que pode ter contribuído para estas duas situações foi a destabilização dos solos que constituem os paramentos da bacia. Para minimizar estes problemas, a entidade gestora disponibilizou-se imediatamente para a reconsolidação dos taludes, a reabilitação das estruturas e a recolagem da tela, afim do sistema poder desempenhar a sua função de tratamento. Apesar de ter sido observada infiltração na bacia, não foram detectadas, nas campanhas de monitorização efectuadas nos últimos anos (ALBUQUERQUE E CARVALHO, 2005a, 2005b), concentrações anormais dos parâmetros físico-químicos analisados nos dois poços (pontos 4 e 5 da Figura 4.4) e na ribeira de Corges (ponto 6 da Figura 4.4). O estado de consolidação dos taludes drenantes para a bacia é outro factor importante para o adequado funcionamento do sistema. Durante uma inspecção local, verificou-se existir uma colmatação parcial do órgão de entrada (desgordurador), que poderia afectar o seu funcionamento (Figura 4.7).



Figura 4.7 – Aspecto do assoreamento parcial do desgordurador
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

O assoreamento do desengordurador prende-se com o arrastamento de elevadas quantidades de material sólido dos taludes e valas de drenagem, localizadas a montante, para a bacia, que não se encontravam totalmente consolidadas, como é normal em obras de vias recentemente executadas. Para minimizar os efeitos negativos deste problema, a Scutvias-Autoestradas da Beira Interior S.A. equacionou um conjunto de soluções para consolidação dos taludes e valas drenantes, que podem incluir, por exemplo, a colocação de enrocamento e vegetação. O estabelecimento de um plano de inspecção e manutenção periódico, por exemplo no fim do Verão e durante o período pluvioso, está igualmente em fase de preparação.

- 4) Por outro lado, a condução das escorrências até à bacia deve ser pensada de modo a que esta desenvolva longitudinalmente e de forma suave, com o intuito de não haver perdas durante o transporte. Na Figura 4.8 pode observar-se que o sistema de transporte das escorrências desenvolve-se em meia cana aberta e apresenta mudanças de direcção bruscas, levando a que, em alguns pontos, as águas saíssem do sistema de drenagem. Estes volumes acabavam por se infiltrar em áreas próximas da via, podendo contribuir para a erosão da estrutura onde assenta o pavimento. Para minimizar este problema, após discussão do assunto com a entidade gestora, foi equacionada a colocação de valetas de secção alargada nestes pontos, que serão concretizadas a curto prazo.



Figura 4.8 – Desestabilização do sistema de transporte
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

- 5) A distribuição da água que sai do desengordurador para o interior da bacia de decantação, que, ao utilizar três descargas, projectadas para a mesma altura, deveria ser uniforme. Durante os ensaios constatou-se que a descarga ocorria maioritariamente por uma das caixas (Figura 4.9), estando as restantes desniveladas, provavelmente devido à ocorrência dos assentamentos já referidos. Esta ocorrência, leva a que, para eventos de precipitação pouco intensos mas de longa duração, apenas a descarga que possui o nível de saída mais baixo sirva de comunicação com a bacia, ou seja, não se obtém uma uniformização na distribuição do efluente no seu interior. Este problema ficará resolvido após a reabilitação do sistema.

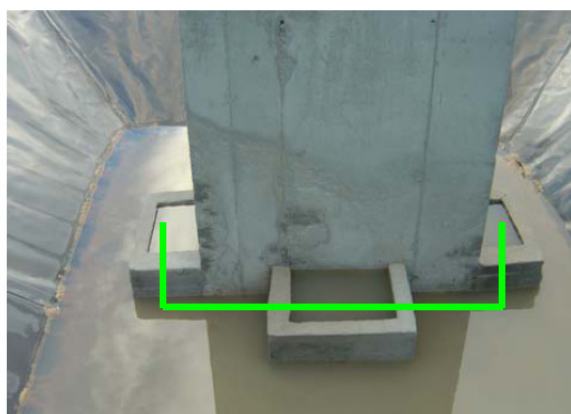


Figura 4.9 – Descarga não uniforme do desengordurador para a bacia
(fonte: ALBUQUERQUE *et al.*, 2006)

- 6) O perfil longitudinal é outro factor importante para o correcto funcionamento da bacia, desde o sistema de transporte das escorrências ao sistema de tratamento. Todo o sistema hidráulico-sanitário da bacia funciona pelo princípio da gravidade e linhas de energia. É conveniente que o transporte e descarga das escorrências entre as diferentes fases de tratamento sejam executadas de maneira que, para situações extremas de caudais de ponta, o sistema não seja afogado. Esta situação poderá acontecer sempre que o nível da descarga de segurança no interior da bacia se encontre, sob o ponto de vista hidráulico, ao mesmo nível do sistema de transporte, pelo que, apenas, deverá ser controlado o nível durante a operação do sistema.

4.8 IP6 – Peniche – IC1

4.8.1 Considerações gerais

Antes de BARBOSA e ANTUNES (2004), pesquisas na literatura internacional não revelaram a existência de qualquer caracterização de escorrências de estradas em zonas costeiras. Este aspecto revela-se da maior importância para Portugal, onde 80 % da população vive a menos de 50 km da linha de costa e onde o transporte terrestre se baseia no rodoviário.

4.8.2 Caracterização da área de estudo

O estudo efectuado por BARBOSA *et al.* (2006) debruçou-se sobre um trecho do IP6-Peniche-IC1, em funcionamento sensivelmente desde Abril de 2004, entre os km 6+180 e 6+700 (a secção de estrada monitorizada tem uma extensão total de 520 m, assinalada na Figura 4.10 com o círculo vermelho). A área de drenagem, com 7 280 m², drena para um sistema de tratamento, localizado ao km 6+700) constituído por um separador de óleos e gorduras, em betão e uma bacia de detenção, em terra com geomembrana impermeabilizante. O tráfego médio diário anual é de 6 539 veículos (valor medido em 2005), 13 % dos quais são pesados de mercadorias. O transporte de mercadorias foi observado repetidamente, aquando das visitas ao local de estudo, sabendo-se também do transporte frequente de peixe.



Figura 4.10 – Local de estudo do IP6-Peniche-IC1
(fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

O IP6 atravessa em viaduto a zona da albufeira de São Domingos (Figura 4.11). A razão para a construção dos sistemas de tratamento das escorrências do IP6 deve-se ao facto da albufeira ser a origem de água para consumo humano (cuja torre de captação de água se visualiza na Figura 4.11). Existem áreas agrícolas na envolvente, sendo de esperar alguma contribuição de químicos usados na agricultura na qualidade das águas de escorrência do IP6. Por este motivo foi incluído nas campanhas de amostragem, a determinação de nitratos.



Figura 4.11 – Zona do viaduto em que o IP6 atravessa a albufeira de São Domingos e torre de captação de água
(fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

4.8.3 Caracterização do sistema de tratamento

O sistema de tratamento em estudo é composto por duas bacias que permitem fazer a retenção das águas com carga poluente e o respectivo tratamento. A primeira bacia é de betão, tem paredes verticais e apresenta um volume de dimensionamento de 86 m^3 . Esta bacia, um desengordurador, é composta por dois tanques separados por septos com aberturas no fundo. Um dos tanques recebe os efluentes directamente das escorrências da estrada e o outro possui a derivação para a segunda bacia (em terra) e uma descarga de fundo controlada por uma válvula. Relativamente à segunda bacia, o revestimento é constituído por duas camadas de grés argiloso separadas por um geotêxtil. As paredes da bacia apresentam declives de 2:1 (horizontal:vertical), sendo o volume total desta de 259 m^3 . Esta bacia recebe os afluentes provenientes do desengordurador, tem uma conduta de derivação a uma cota mais elevada que descarrega as águas directamente no meio receptor e possui uma descarga de fundo, controlada por uma válvula.

4.8.4 Monitorização

4.8.4.1 Considerações gerais

Entre Setembro e Outubro de 2005 e Fevereiro de 2006 decorreu a campanha de monitorização. Os registos de caudal e precipitação foram programados para serem efectuados a cada 5 minutos. No total foram monitorizados oito eventos. A duração média de cada um foi de, aproximadamente, 2 horas, tendo sido recolhidos um máximo de 8 amostras discretas ao longo de cada chuvada. No total, recolheram-se 47 amostras.

Os parâmetros determinados no local foram: pH, temperatura, SST e salinidade. No laboratório foram determinados os seguintes parâmetros: dureza total, CQO e concentração de Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, SST, cloretos e nitratos.

Nos Quadros 4.77 e 4.78 são apresentados os resultados das análises e cálculos integrando as concentrações e volumes de escoamento. Analisando os quadros, observam-se elevados níveis de condutividade, associados à salinidade e presença de cloretos. Os valores elevados de salinidade e cloretos, atestam a proximidade do oceano.

A presença de nitratos traduz a existência nas proximidades, de práticas agrícolas. Comparando com a qualidade da albufeira de São Domingos, observa-se que os valores relativos à salinidade, nitratos e óleos e gorduras são idênticos aos médios das escorrências do IP6. Observa-se ainda que os cloretos apresentam no IP6 concentrações inferiores às da albufeira e, ao contrário, os valores de CQO são muito superiores no caso do IP6.

Sobressaem ainda os valores elevados de SST e de CQO. Os valores de CQO e CBO_5 indicam a presença de matéria orgânica, em particular não biodegradável. Os teores de SST excederam em 62 % das amostras o VLE de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98). No caso da CQO foram 50 % as amostras que excederam o VLE correspondente. Tendo em conta que os VLE respeitam a descargas pontuais, este exemplo chama a atenção para a necessidade de não negligenciar as descargas difusas de escorrências de estradas.

Relativamente aos metais, o Zn, Cu e Pb evidenciam o habitual padrão nacional: $Zn > Cu > Pb$. No entanto, as concentrações médias de Cr são comparáveis com as de Pb. Em estudos anteriores, verificou-se para estradas nacionais onde este metal foi medido que os seus valores se encontram abaixo dos limites de detecção (por exemplo, BARBOSA, 1999), motivo pelo qual nem sempre este é medido. No caso do IP5, também uma estrada costeira, os valores médios de Cr são mesmo superiores aos de Pb (ANTUNES e BARBOSA, 2005).

Em muitas determinações, os valores de Cd e Cr encontravam-se abaixo do limite de detecção, não tendo por isso sido possível calcular as suas CML. As CML estimadas, baseadas nos eventos monitorizados, apresentam um coeficiente de variação entre 0.4 e 1.1 (Quadro 4.78). Os coeficientes mais reduzidos respeitam à salinidade e cloretos, parâmetros que traduzem contribuições atmosféricas oceânicas.

Quadro 4.77 - Resultados das análises a amostras recolhidas em oito eventos de precipitação (fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

Parâmetro	Unidade	Número de análises	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
pH	Escala Sorensen	47	6.50	4.43	7.52	0.68
Condutividade	µS/cm	47	384.3	132.0	722.0	145.5
Salinidade	mg/l	47	182.7	19.0	350.0	75.4
SDT	g/l	47	0.3	0.1	0.5	0..1
SST	mg/l	47	235.6	11.0	1 800.0	358.4
Dureza	mg/l CaCO ₃	47	159.2	71.0	569.0	80.7
Cloretos	mg/l	47	35.0	4.2	53.0	14.0
NO ₃ ⁻	mg/l	30	4.8	0.3	9.0	2.3
CQO	mg/l	47	173.3	4.0	690.0	179.7
CBO ₅	mg/l	22	8.1	1.0	20.0	5.6
Óleos e Gorduras	mg/l	8	0.5	0.0	1.0	0.4
Hid. total	mg/l	6	0.3	0.1	0.7	0.3
Zn	µg/l	47	77.0	6.7	510.0	80.4
Cu	µg/l	47	32.0	3.0	137.0	26.4
Pb	µg/l	47	9.5	1.0	58.0	17.2
Cd	µg/l	30	1	<3	7	1
Cr	µg/l	30	8	<10	60	13

Quadro 4.78 - CML e cargas poluentes do IP6
(fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

Parâmetro	Número de eventos	CML			Cargas poluentes (kg/ha.ano)
		(mg/l)	Desvio Padrão	Coefficiente de variação	
Salinidade	8	175.2	73.5	0.4	1 580.6
Cloretos	8	36.5	13.3	0.4	329.0
SST	8	224.7	208.1	0.9	2 027.1
NO ₃ ⁻	5	3.1	2.2	0.7	27.9
CQO	8	195.9	190.1	1.0	1 766.8
CBO ₅	3	2.5	2.0	0.8	22.8
Zn	8	0.08	0.04	0.6	0.69
Cu	8	0.03	0.02	0.7	0.29
Pb	8	0.01	0.01	1.1	0.08

As CML referidas neste estudo referem-se a eventos monitorizados durante o Outono e o Inverno, representando assim a maior parte do período húmido. O volume médio dos eventos monitorizados foi de 76 m³, com um desvio padrão de 108 m³.

Dado que a ocorrência de precipitação é imprevista, é difícil separar os fenómenos de deposição seca e húmida. Por este motivo, após o mês de Outubro, deixou de haver recolha de água de precipitação e considerou-se que os amostradores passivos de deposição seca integravam a deposição seca e a húmida (precipitação). As medições com a sonda multiparamétrica em 17 amostras de deposição mista traduzem valores de condutividade entre 1.0 e 186.0 µS/cm; de salinidade entre 0 e 90 mg/l e de sólidos dissolvidos totais (SDT) entre 0.00 e 0.12 g/l.

O Quadro 4.79 compara a amostra efectuada no dia 21 de Outubro, à entrada da bacia em terra (após tratamento no desengordurador) com a qualidade média das escorrências do IP6. Exceptuando os óleos e gorduras os restantes parâmetros (em particular os SST, CQO e Zn) evidenciam alguma redução na sua concentração, após passagem pelo desengordurador que funciona como bacia de sedimentação com capacidade de reter poluentes.

Quadro 4.79 - Comparação da qualidade de uma amostra após tratamento no desengordurador, com a qualidade média das escorrências do IP6
(fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

Parâmetro	Unidade	Valores médios das escorrências do IP6	Descarga na bacia terra
pH	Escala Sorensen	6.50	6.95
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}$	384.3	367
Salinidade	mg/l	182.7	180
SDT	g/l	0.3	0.2
SST	mg/l	235.6	140
Dureza	mg/l CaCO_3	159.2	134
Cloretos	mg/l	35.0	33
NO_3^-	mg/l	4.8	1
CQO	mg/l	173.3	43
CBO_5	mg/l	8.1	7
Óleos e gorduras	mg/l	0.5	0.7
Zn	$\mu\text{g}/\text{l}$	77.0	33
Cu	$\mu\text{g}/\text{l}$	32.0	30
Pb	$\mu\text{g}/\text{l}$	9.5	3

Relativamente às concentrações nas escorrências do IP6, salienta-se que os teores de SST excederam em 62 % das amostras o VLE de águas residuais (Decreto-Lei n.º 236/98). No caso da CQO foram 50 % as amostras que excederam o VLE correspondente. Dado que os VLE dizem respeito a descargas pontuais, este exemplo chama a atenção para a necessidade de não negligenciar as descargas difusas de escorrências de estradas. Observou-se um efeito do primeiro fluxo diferenciado para os vários poluentes analisados, sendo mais marcado para os SST, Pb e Zn. Evidencia-se uma redução da poluição entre o efluente à entrada do desengordurador e as águas no seio da bacia em terra.

4.8.4.2 Avaliação do efeito do primeiro fluxo

Determinou-se o efeito do primeiro fluxo para os seguintes poluentes: cloretos, CQO, nitratos, SST, dureza, Zn, Cu e Pb. A Figura 4.12 apresenta uma comparação da percentagem (%) média, para os seis eventos, de carga poluente transportada por 50 % do volume de escorrência, para os oito parâmetros (a barra representa os valores máximo e mínimo, para cada poluente).

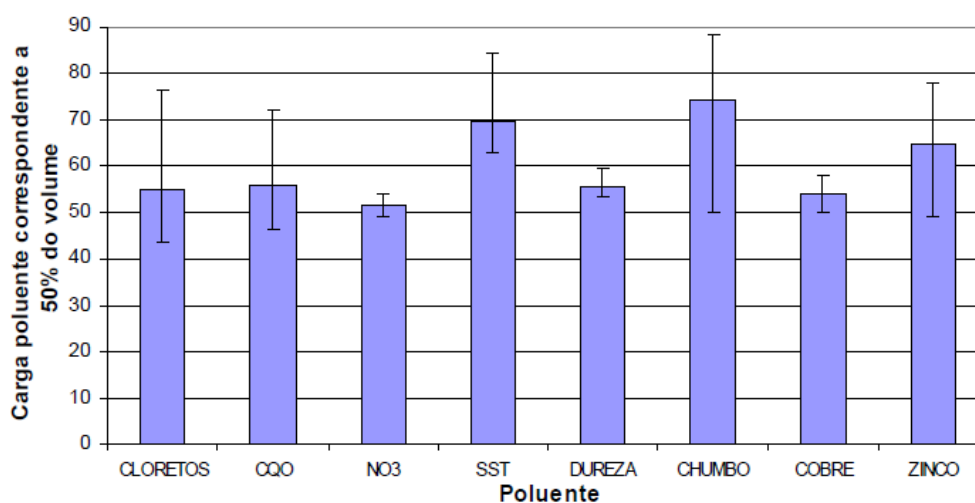


Figura 4.12 – Carga poluente média correspondente a 50 % do volume
(fonte: BARBOSA *et al.*, 2006)

Analisando a Figura 4.12 pode observar-se que os poluentes Pb, o SST e o Zn são os que exibem o efeito do primeiro fluxo mais elevado. Em termos médios, 50 % do volume de escorrências de cada evento do IP6 transporta 70 % da carga poluente de SST, 74 % da de Pb e 65 % da de Zn. Os cloretos, a CQO, a dureza, o Cu e os nitratos apresentam um efeito do primeiro fluxo mais moderado. Em média, 50 % das escorrências de cada evento do IP6 transportam aproximadamente 55 % de carga poluente de cloretos, CQO e dureza, 54 % de Cu e 52 % de nitratos.

É expectável que o efeito do primeiro fluxo seja mais marcado para os poluentes na forma particulada. Tal verifica-se com os SST. No caso do Pb e do Zn, como apenas se determinou a concentração total destes, não se pode explicar se o efeito do primeiro fluxo se deverá ou não a um maior arraste da fracção particulada destes. As condições físico-químicas da água (por exemplo, pH, potencial redox, dureza) determinam grandemente a especiação dos metais pesados, embora cada um possua, por si só, maior ou menor afinidade para as partículas. O Pb apresenta-se predominantemente particulado, mas, por outro lado, geralmente verifica-se o oposto no caso do Zn.

4.8.5 Análise do sistema de tratamento

O critério de dimensionamento da segunda bacia de retenção consistiu em adoptar um volume equivalente a 250 m³ por cada hectare (ha) de área da bacia, o que neste caso, determinou que a bacia em questão tenha 259 m³ (o facto de ser superior ao fornecido pelo critério utilizado poderá dever-se a razões construtivas). Para a primeira bacia o volume é determinado com base numa percentagem do volume da segunda bacia (entre 25 a 30 %), tendo resultado 86 m³. Desta forma, considerando as duas bacias, verifica-se um volume total de 345 m³. Segundo LEITÃO *et al.* (2005),

que apresentam critérios de dimensionamento para bacias de detenção, a segunda bacia de retenção está sobredimensionada.

Durante o período de análise e nas diversas visitas realizadas ao local verificou-se uma altura média de água de 20 cm na bacia em terra, nunca se tendo observado descarga de água desta bacia para o exterior. Este comportamento está também directamente relacionado com o volume do desengordurador. De acordo com LEITÃO *et al.* (2005), o volume dessa primeira estrutura deveria ser cerca de 10 a 15 % do da segunda bacia. Se tivesse sido seguido este critério a primeira bacia poderia ter um volume muito mais reduzido do que o considerado no projecto.

Relativamente aos sistemas escolhidos e operações de tratamento preconizadas, o sistema em estudo está bem concebido. Contudo, há alguns aspectos que interessa destacar:

- Observou-se, durante um período pluvioso, que a primeira bacia encheu e começou a descarregar para a segunda bacia, que os colectores de entrada e saída se encontram colocados à mesma altura, o que não é favorável e pode gerar processos de refluxo de água. Deveria haver um desnível mínimo de 5 cm entre a entrada (mais elevada) e a saída (cota inferior à da entrada);
- A colocação das descargas de fundo poderiam ser evitadas uma vez que a limpeza destes sistemas deverá ser feita por meios mecânicos a seco e deverá evitar-se o esvaziamento que provocaria a introdução de sólidos e poluentes associados nos meios hídricos locais que se pretende proteger;
- O projecto inclui um *by-pass* à entrada da primeira bacia permitindo o escoamento das águas de escorrência directamente para o meio hídrico. Tendo em conta as duas etapas do sistema projectado, seria mais adequado o *by-pass* estar instalado à saída desta primeira bacia, evitando o escoamento directo para o meio hídrico a proteger.

No funcionamento da obra registaram-se alguns aspectos negativos, relacionados com a construção da mesma: a colocação inadequada do geotêxtil na segunda bacia que induz a infiltração das águas a tratar nesses pontos e a existência de assentamentos das estruturas de betão apoiadas no terreno, o que provocou a existência de alguns colectores partidos. Os acessos e vedações poderiam ter sido concebidos de forma mais adequada, considerando a necessidade de fazer deslocações em tempo de chuva, quando os caminhos em terra se encontram alagados, bem como a possibilidade de transportar equipamento de monitorização para o local. As portas basculantes instaladas na vedação e que pretendem permitir o acesso a pessoas, encontram-se instaladas em locais de difícil acesso e rodeadas de vegetação densa, pelo que não cumprem a sua função.

4.9 A6 – Borba

4.9.1 Características da estrada

O sublanço Estremoz-Borba da A6 apresenta um perfil transversal tipo com 33 m de extensão, 9 dos quais (na fase em que o estudo estava a decorrer) correspondem ao separador central. A entrada em funcionamento do lanço em análise ocorreu em Setembro de 1999.

Segundo dados fornecidos pela BRISA, em 2003 o TMD anual foi 3 118. O valor correspondente ao primeiro semestre de 2004 é de 2 918. A comparação deste último valor com o homólogo do ano anterior revelou que são idênticos. Utilizou-se o TMD correspondente ao semestre que abarca o período de monitorização, de Janeiro a Abril de 2004.

Do total de 2 918 veículos, 14 % são pesados. Se se incluírem também os ligeiros com mais de 1.10 m de altura e mais de um eixo, a referida percentagem aumenta para os 29 %.

4.9.2 Caracterização do sistema de tratamento

Na zona de Borba, foram construídas bacias de pré-tratamento, com o objectivo de fazer uma depuração e não um tratamento completo, das águas de escorrência da A6 antes de as descarregar no meio receptor. Uma das principais preocupações era a preservação das vinhas de Borba, classificadas como Vinho de Qualidade Produzido em Região Determinada (VQPRD). Esta medida foi de carácter preventivo, na medida em que a esta estrada, associa-se concentrações relativamente baixas, dado o nível de tráfego apresentado. Mais uma vez pesou na decisão o facto dos metais pesados serem bioacumuláveis no ambiente e se desconhecer a sua influência, a longo prazo, na qualidade das vinhas e do vinho produzido, além de possíveis afectações nos consumidores.

Existem três bacias na envolvente do Nó de Borba. A extensão média drenada para cada bacia é de 450 m de estrada e de 10 m² de taludes (LNEC, 2008). O projecto preconizou bacias de secção circular, de 15 m de diâmetro, com capacidade máxima para 265 m³. Para melhorar a retenção de poluentes e reduzir fenómenos erosivos, preconizou-se o revestimento do fundo da bacia com solo orgânico e a introdução de gravilha grosseira na parte superior.

Constatou-se que o sistema funciona essencialmente como uma bacia de infiltração. Desta forma, a alternativa para avaliar o funcionamento da bacia foi efectuar amostras de sedimentos e solos em diferentes locais e profundidades do fundo da bacia.

4.9.3 Sistema de drenagem

Para a bacia seleccionada, drena para ela a extensão de pavimento compreendida sensivelmente entre os km 10+795 e 11+250, num comprimento total de 465 m das faixas correspondentes ao sentido Elvas-Borba. Assim, a área de pavimento drenado para a bacia é de cerca de 5 580 m² (12 m de extensão transversal correspondentes à faixa de rodagem e às duas bermas), com um caudal de cerca de 0.6 l/s.

4.9.4 Monitorização

A monitorização na A6, incluindo a respectiva bacia de pré-tratamento, decorreu de Janeiro a Maio de 2004. No Quadro 4.80 apresenta-se o número de amostras e as gamas de concentrações obtidas, para diferentes parâmetros.

Quadro 4.80 - Gamas de concentrações nas águas de escorrência na A6, à entrada da bacia do Nó de Borba, de Fevereiro a Abril de 2004
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Parâmetro	Número de amostras	Gama de valores
pH	80	6.6 – 7.7
Condutividade (µS/cm)	80	58 – 154
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	35	24 - 65
SST (mg/l)	35	0.3 – 86.0
Zn (µg/l)	34	21 – 6 410
Cu (µg/l)	34	<5 – 21
Pb (µg/l)	34	<5 – 9
Cd (µg/l)	34	<0.5
Fe (µg/l)	34	50 – 990
HAP (µg/l)	25	<0.05
Óleos e gorduras (mg/l)	23	<3 – 36.5

No caso da A6, os valores de HAP, quando medidos, encontravam-se sempre abaixo dos limites de detecção. Detectou-se uma única amostra com uma concentração de zinco muito elevada (6 410 µg/l). Pediu-se ao laboratório que confirmasse este resultado, o que foi feito. Este valor não encontrou um paralelo nas concentrações dos restantes poluentes e condicionou fortemente todas as estimativas feitas (por exemplo, a média) relativamente a este metal pesado. Por outro lado, é visível a presença de óleos e gorduras, em níveis relativamente elevados, quando comparado com outros poluentes.

No Quadro 4.81 são apresentados os resultados das análises físico-químicas realizadas nas águas da bacia. O mais correcto é comparar estes valores com as CML, as quais representam as concentrações médias da água não tratada. No Quadro 4.82 faz-se a comparação entre os dois

conjuntos de valores. Pode observar-se que os valores de Zn, Fe e SST são significativamente inferiores na água em tratamento, quando comparado com o efluente de entrada. Os restantes parâmetros (Cu e óleos e gorduras) são ligeiramente inferiores na água em tratamento e o Pb não se pode comparar devidamente por causa do limite de detecção analítica.

Quadro 4.81 - Resultados das análises físico-químicas da água da bacia de Borba
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Parâmetro	Unidade	Entrada	Início	Fim	Fim	Início	Fim
		2004-01-27			2004-03-12	2004-04-02	
Zn	µg/l	33	43	100	36	30	15
Pb	µg/l	<5	5	<5	<5	<5	5
Cu	µg/l	<5	<5	5	12	6	5
Cd	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Alcalinidade Total	mg CaCaO ₃ /l	-	-	-	37.8	40.6	45.6
Fe	µg/l	100	60	50	140	130	60
SST	mg/l	11.2	5.1	4.2	5.2	5.2	2.7
COT	mg/l	2.8	3.3	3.6	<	<	<
Óleos e gorduras	mg/l	82.2	6.8	10	8	10.5	10.8
HAP	mg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

Quadro 4.82 - Comparação de CML da A6 com as concentrações médias na água da bacia
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Parâmetro	CME	Concentração média no seio da bacia
Zn (µg/l)	346	45
Cu (µg/l)	8	7
Pb (µg/l)	2	≤5
Fe (µg/l)	353	88
SST (mg/l)	19.6	4.5
Óleos e gorduras (mg/l)	9.8	9.2

Verifica-se que há uma menor concentração de poluentes na água da bacia relativamente à concentração no efluente de entrada. Isto deve-se à retenção dos poluentes no solo da bacia e à infiltração dos mesmos na forma dissolvida ou coloidal. Poderá, ainda, haver alguma diluição da água da chuva, embora dada a reduzida área da bacia, esta diluição não deva ser significativa.

Os resultados obtidos para a monitorização desta bacia permitem verificar existir uma apreciável capacidade dos solos reterem os metais pesados, bem como os óleos e gorduras das águas de escorrência. Contudo, ao contrário do que acontece para a bacia de Fátima, esta bacia além de

permitir reter temporariamente as águas de escorrência permite também a sua infiltração exigindo, por isso, padrões de qualidade das águas mais rigorosos.

Nos Quadros 4.83 e 4.84 são apresentados os parâmetros caracterizadores da qualidade das águas de escorrência da A6. Esta foi a única estrada para a qual se conseguiu adquirir dados suficientes de concentrações de óleos e gorduras, de forma a permitirem calcular a CME e, conseqüentemente, a CML para este poluente. Poderá ter contribuído para este resultado o facto de se terem efectuado algumas amostras manuais directas (em sincronia com a amostragem automática) que foram imediatamente colocadas nos frascos de vidro, com o conservante apropriado.

Este valor elevado terá origem em características específicas da A6, nomeadamente o tipo de tráfego, o qual é a origem destes compostos. Coloca-se a hipótese das concentrações de óleos e gorduras observadas serem resultantes da passagem de um elevado número de pesados.

O coeficiente de variação é significativamente mais elevado para o Zn que para os restantes poluentes, devendo tal facto ser em parte conseqüência da observação da concentração de 6 410 µg Zn/l, muito acima das restantes observações, numa única amostra. A comparação da média (292.5 µg Zn/l) com a mediana (77.5 µg Zn/l) evidencia bem este aspecto. Atribui-se a concentração de Zn em grande parte à dissolução deste metal com origem nas guardas de segurança, sendo que este processo é passível de originar elevadas variações.

Observa-se que as concentrações de Fe e Zn são da mesma ordem de grandeza na A6. Pensa-se que seria interessante repetir a monitorização da A6 daqui a 2 ou 3 anos, de forma a observar se houve alterações nesta relação. O esperado é que, com o tempo, o peso relativo do Zn, face aos restantes poluentes se vá reduzindo, passando a observar-se, entre outros processos, a ocorrência de valores de Fe significativamente superiores aos de Zn.

Quadro 4.83 - Cálculos de cargas poluentes, CME e outros parâmetros associados a 6 eventos, para a A6
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Data do evento	Período seco antecedente (dias)	Precipitação (mm)	Volume total (l)	Caudal médio (l/s)	Parâmetro	Carga poluente (g)	CME (mg/l)
2004-02-25	0.25	1.9	1 417.6	4.85	SST	2.266	1.6
					Zn	0.308	0.217
					Pb*	1.4E-03	1.0E-03
					Cu	3.4E-03	2.4E-03
					Fe	0.167	0.118
					Óleos e gord.	2.653	1.871
2004-03-12	4	8.1	4 589.55	14.41	SST	30.532	6.7
					Zn	6.625	1.443
					Pb*	4.6E-03	1.0E-03
					Cu	4.2E-02	9.1E-03
					Fe	0.969	0.211
					Óleos e gord.	36.741	8.005
2004-03-12	0.04	1	312.87	0.99	SST	1.008	3.2
					Zn	0.014	0.046
					Pb*	3.2E-04	1.0E-03
					Cu	1.5E-03	4.8E-03
					Fe	0.026	0.080
2004-03-27	14.5	11.6	3 924.78	9.63	SST	236.520	60.3
					Zn	0.658	0.168
					Pb	1.8E-02	4.7E-03
					Cu	5.5E-02	1.4E-02
					Fe	2.638	0.672
2004-04-02	0.3	3.5	1 573.56	3.88	SST	30.121	19.1
					Zn	0.164	0.104
					Pb*	1.6E-03	1.0E-03
					Cu	1.8E-02	1.1E-02
					Fe	1.206	0.766
					Óleos e gord.	27.306	17.353
2004-04-21	3	18.8	8 377.87	22.49	SST	226.076	27.0
					Zn	0.815	0.097
					Pb	1.9E-02	2.3E-03
					Cu	6.1E-02	7.3E-03
					Fe	2.285	0.273
					Óleos e gord.	98.834	11.797

*Considerou-se os valores do limite de detecção = 1 µg/l, uma vez que o valor determinado <5.

Quadro 4.84 - CML, desvio padrão, coeficiente de variação e carga poluente para os SST e metais pesados à entrada da bacia do Nó de Borba da A6
(fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Poluente	Número de eventos	CML (mg/l)	Desvio padrão	Coeficiente variação	Carga poluente (mg/m².ano)	Carga poluente (g/ha.ano)
SST	6	19.64	22.23	1.1	14 942	149 423
Zn	6	0.346	0.541	1.6	263.2	2 632.4
Pb	6	0.002	0.001	0.8	1.4	13.8
Cu	6	0.008	0.004	0.5	6.2	61.9
Fe	6	0.353	0.293	0.8	268.9	2 689.4
Óleos e gorduras	4	9.76	6.51	0.7	7 424.8	74 247.6

4.10 A22 – Guia-Alcantarilha

4.10.1 Caracterização dos sistemas de tratamento

De modo a poder obter a eficiência de tratamento de um dos sistemas de tratamento do lanço Guia-Alcantarilha, e proceder à análise comparativa em função dos vários critérios adoptados (objecto da presente dissertação), analisaram-se os resultados de monitorização de um dos sistemas de tratamento, obtidos em 2001 para apresentação no II Congresso Hispano-Português e V Simpósio Espanhol sobre Estradas e Meio Ambiente (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001), uma vez que não existem dados de monitorização disponíveis mais recentes publicados pelo LNEC e, incluindo também o facto da concessionária (EUROSCUT) não ter disponibilizado esta informação. As Figuras 4.13 e 4.14 ilustram, respectivamente, as duas bacias que constituem o sistema de tratamento: bacia de retenção/ decantação e bacia de infiltração.



Figura 4.13 – Bacia de retenção/decantação da A22, lanço Guia-Alcantarilha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)



Figura 4.14 – Bacia de infiltração da A22, lanço Guia-Alcantarilha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

O escoamento recolhido do pavimento é enviado para a bacia de retenção, até se atingir nesta uma altura de água máxima, correspondente a 25 mm de precipitação recolhida do pavimento. O volume restante, de baixa carga poluente, é enviado directamente para o meio receptor, cuja descarga é ilustrada na Figura 4.15. Encontra-se, a montante da bacia de retenção, a caixa de derivação do escoamento. O volume da bacia de retenção é de cerca de 1 700 m³, apresentando a bacia de infiltração aproximadamente 1 100 m³.



Figura 4.15 – Descarga para o meio receptor da A22, lanço Guia-Alcantarilha (fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

O Instituto de Estradas de Portugal teve a responsabilidade do projecto, sendo a concepção, construção, manutenção e exploração da responsabilidade da EUROSCUT (Sociedade Concessionária da SCUT do Algarve).

Não obstante o caso de estudo ser o sistema de tratamento (anteriormente) apresentado para o lanço Guia-Alcantarilha, descreve-se ainda seguidamente a informação obtida para o lanço Alcantarilha-Guia.

No lanço Alcantarilha-Guia existem cinco (5) sistemas de tratamento das águas de escorrência da A22 (Via do Infante de Sagres – Algarve), enquanto o projecto inicial preconizava apenas um (1) sistema (LNEC, 2008). Dos quatro (4) sistemas de tratamento adicionais, três (3) apresentam uma tipologia idêntica (bacia de retenção e bacia de tratamento por aspersão e infiltração) e o último diferencia-se por a segunda etapa ser num leito filtrante. As Figuras 4.16 e 4.17 ilustram este aspecto. As bacias de retenção são designadas pela EUROSCUT por BTA, nomenclatura que aqui se adopta.



Figura 4.16 – Leito filtrante da bacia designada BTA ao km 40+220 da A22, lanço Alcantarilha-Guia (fonte: LNEC, 2008)



Figura 4.17 – Bacia de infiltração do sistema designado BTA ao km 38+656 da A22, lanço Alcantarilha-Guia (fonte: LNEC, 2008)

4.10.2 Monitorização

4.10.2.1. Lanço Alcantarilha-Guia e Lanço Lagos-Lagoa

De acordo com SANTOS e AGUILERA (2004), comparando a qualidade das águas de escorrência da A22 à entrada e à saída da bacia de retenção (dados existentes para nove BTA, para um evento – incluindo o lanço Lagos-Lagoa), ocorre geralmente uma remoção de SST e Zn, por vezes associada à remoção de Pb. Observa-se que nem sempre há redução de CQO e CBO₅ e, em algumas bacias, ocorre inclusivé um incremento num destes parâmetros ou nos dois. Todavia, esta comparação é susceptível de não expressar a eficácia de tratamento. É muito possível que a amostra retirada no ponto intermédio da BTA corresponda a água dum evento anterior ou mistura de águas, não sendo por isso comparável com a de entrada. Apenas um balanço de massas e uma monitorização contínua permitiria esta avaliação. Observou-se que as concentrações de Cu se encontravam sempre abaixo do limite de quantificação analítico, de 0.050 mg/l, que se considera elevado, para este tipo de efluente e para o metal pesado em causa.

SANTOS e AGUILERA (2004) registam que os SST e CQO de algumas amostras excederam os VLE para as águas residuais, de acordo com o Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Este facto é interessante por ser similar ao verificado noutras estradas nacionais, por exemplo, no IP5 ou A25, junto a Aveiro (ANTUNES e BARBOSA, 2005) e no IP6, próximo de Peniche (BARBOSA *et al.*, 2006). Os autores referem ainda que a relação CBO₅/CQO é de 0.12, indicando um efluente pouco biodegradável.

SANTOS e AGUILERA (2004) não comentam os elevados valores de pH obtidos (entre os 7.6 e 9.9). Julga-se que estes valores de pH básicos se deverão aos carbonatos que certamente existem nas águas, em virtude das características do solo da envolvente. De idêntica forma, seria interessante fazer a análise dos processos químicos que um pH elevado e elevada dureza (da qual seria interessante possuir valores analíticos) potenciam, nomeadamente a facilidade de sedimentação dos metais pesados, por se encontrarem na forma de carbonatos e outras formas sólidas.

No relatório da monitorização refere-se que o número reduzido de amostras não permite tirar conclusões seguras. Julga-se que, de facto, esta será uma das fragilidades dum estudo de monitorização com muitos pontos de amostragem em que, necessariamente, condicionantes materiais limitam o número de amostras por local. Assim sendo, e como se está a lidar com águas pluviais com uma variação muito grande de concentrações (os coeficientes de variação podem chegar a 2), este padrão de monitorização limita muito a avaliação dos resultados, visto não se saber se os resultados representam valores médios ou se aproximam de um dos extremos. Aliás, os próprios autores do relatório de monitorização de 2003/2004 referem na Introdução que a metodologia utilizada não é a melhor, mas a economicamente mais viável. Falam ainda na

possibilidade de selecionar o ponto mais representativo, de forma a, posteriormente, se poder fazer nesse ponto uma análise exaustiva e automatizada. Pensa-se que esta seria uma alternativa com grandes mais valias.

De acordo com LNEC (2008), julga-se ser importante que o próximo programa de monitorização das águas de escorrência inclua também medições da condutividade e determinações da dureza total, bem como haja redução do limite de quantificação analítica do Cu (para 0.005 mg/l, pelo menos). Recomenda-se ainda que hidrocarbonetos aromáticos totais sejam substituídos por hidrocarbonetos totais e óleos e gorduras, que são mais abrangentes e assim têm mais possibilidade de facultar valores acima do limite de detecção analítico. Seria igualmente interessante medir os cloretos e avaliar se a sua presença, fruto da influência de massas de ar oceânicas, estará a determinar a presença de SST e CQO (conforme hipótese apresentada por ANTUNES e BARBOSA, 2005).

4.10.2.2. Lanço Guia-Alcantarilha (caso de estudo)

No Quadro 4.85 são apresentados os resultados de monitorização obtidos no ano de 2001 para o sistema de tratamento descrito anteriormente para o lanço Guia-Alcantarilha.

Quadro 4.85 - Resultados obtidos no ano de 2001 para o sistema de tratamento da A22 no lanço Guia-Alcantarilha
(fonte: TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2001)

Parâmetro	Expressão dos resultados	Afluente à bacia de retenção	Afluente à bacia de infiltração	Descarga	VLE *
pH	Escala Sorensen	8.2	8.1	8.2	6.0 – 9.0
Temperatura	°C	19	19	19	Aumento de 3 °C
Condutividade	µS/cm	12.8	13.7	19.5	-
Dureza total	mg/l CaCO ₃	44	51	76	-
SST	mg/l	66	39	16	60
CBO ₅	mg/l O ₂	7	6	6	40
CQO	mg/l O ₂	≤15	≤15	≤15	150
Cd	mg/l Cd	≤0.005	≤0.005	≤0.005	0.2
Pb	mg/l Pb	≤0.01	≤0.01	≤0.01	1.0
Cr	mg/l Cr	0.14	≤0.05	≤0.05	2.0
Cu	mg/l Cu	0.01	≤0.01	≤0.01	1.0
Zn	mg/l Zn	0.02	≤0.01	≤0.01	-
HAP	µg/l	<0.6	<0.6	<0.6	-

* VLE: Valor Limite de Emissão, de acordo com o Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98.

Analisando o Quadro 4.85 e comparando os valores da descarga com os do Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, relativo aos VLE na descarga de águas residuais, pode concluir-se o seguinte:

- Aquando da descarga no meio receptor, nenhum parâmetro analisado ultrapassa o valor limite definido na legislação;
- O valor de pH na descarga apresenta um valor próximo do máximo permitido. Através do valor de pH que as amostras apresentam, constata-se que as águas são ligeiramente alcalinas (8.1 – 8.2);
- Quer no afluente à bacia de retenção quer na descarga, os metais pesados apresentam uma concentração inferior aos VLE legislados. Pode constatar-se que as águas em estudo apresentam uma carga poluente pouco significativa;
- O valor da condutividade aumenta com a descarga;
- As concentrações de SST afluentes à bacia de retenção são superiores à concentração na descarga.

4.10.3 Limitações do sistema de tratamento

Da análise do sistema de tratamento da A22 do lanço Guia-Alcantarilha, verificou-se que o sistema apresenta as seguintes limitações:

- Fragilidade do geotêxtil da bacia de retenção no caso de ocorrer derrame de substâncias tóxicas da via rodoviária;
- Acumulação de hidrocarbonetos na bacia de retenção, visto o sistema de tratamento não contemplar separador de hidrocarbonetos a montante.

5. RESULTADOS PARA A OPTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO. ANÁLISE COMPARATIVA

5.1. Considerações gerais

O presente capítulo tem como objectivo proceder à avaliação de sistemas de tratamento de águas de escorrência em função de vários critérios - aplicando às zonas Norte, Centro e Sul do país (zona geográfica e respectivas condições hidrológicas), volume/caudal a tratar, eficiência de remoção de poluentes, tráfego médio diário anual e custos (de investimento e manutenção) associados a cada sistema -, bem como proceder à análise comparativa dos resultados, incluindo monitorização existente, de modo a optimizar os sistemas de tratamento de águas de escorrência, objecto da presente dissertação. Procede-se ainda à comparação das conclusões obtidas para soluções fora do campo de Portugal, por meio da análise de três tecnologias de tratamento de águas de escorrência a nível internacional (Texas, Dinamarca, França, Eslovénia, Noruega, Canadá, Japão, Suécia e Reino Unido), com base na classificação das melhores estratégias de gestão (A+, A- e B, conforme descrito no sub-capítulo 2.8) e correspondentes às tecnologias analisadas nos casos de estudo a nível nacional: valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração. Deste modo, pretende-se adoptar uma metodologia que não se restringe a nível nacional, baseando-se numa percepção holística, aplicável noutros locais a nível generalizado, com a ideia da exportabilidade, visando o contributo para proposta da solução mais eficiente/sustentável de sistemas de tratamento de águas de escorrência.

A localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo é apresentada no subcapítulo 5.2. É feita a apresentação da metodologia de avaliação dos sistemas de tratamento de águas de escorrência em estudo no subcapítulo 5.3, descrevendo os parâmetros objecto de análise e de cálculo: precipitação média anual, área drenante, caudal médio afluente, concentração de poluentes (afluente e efluente), eficiência de remoção teórica, carga poluente (afluente e efluente), eficiência de remoção real e avaliação da eficiência global de tratamento, tráfego médio diário anual, custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento. A apresentação dos resultados dos parâmetros avaliados é realizada no subcapítulo 5.4. A análise comparativa dos resultados é realizada no subcapítulo 5.5 e refere-se às seguintes inter-relações: precipitação média anual característica da região/área drenante/caudal médio afluente no período de monitorização, caudal médio afluente no período de monitorização/concentrações poluentes/cargas poluentes, eficiência de remoção real/eficiência de remoção teórica, eficiência de remoção real/caudal afluente no período de monitorização/cargas poluentes afluentes, eficiência de remoção real/precipitação média anual, custos de investimento e custos de manutenção/precipitação média anual/área drenante/TMD anual/eficiência de remoção real. No subcapítulo 5.6 é feita a análise de casos a nível internacional. No final, subcapítulo 5.7, é apresentada a proposta da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência, visando a exportabilidade e generalização.

5.2 Localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo

A localização e descrição geral dos sistemas de tratamento de águas de escorrência dos casos em estudo encontra-se esquematizada no Quadro 5.1 e pode ser visualizada (de forma aproximada) na Figura 4.1, de acordo com os 22 sistemas de tratamento (e os 7 tipos de tecnologias) apresentados e descritos no Capítulo 4.

Quadro 5.1 – Localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo

Região	Localização	Lanço-Sublanço	Sistema de tratamento
Norte	IP4 – Vila Real	-	Bacia de detenção húmida/infiltração
	A24 – Vila Pouca de Aguiar	Sublanço E1	Bacia de retenção/decantação+ Separador de HC
Centro	A1 – Fátima	Torres Novas-Fátima	Bacia de retenção
	IC1 – Mira/Aveiro	Mira-Vagos (Lote 1)	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ Leito construído de macrófitas
		Vagos-Aveiro Sul (Lote 2)	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ Leito construído de macrófitas
		Aveiro Sul-Aveiro Nascente (Lote 3)	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ Leito construído de macrófitas
	A17 – Marinha Grande/Mira	Lanço Louriçal/Quiaios – Sublanço Louriçal/A14 (ST1-D)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Louriçal/Quiaios - Sublanço Louriçal/A14 (ST1-E)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Louriçal/Quiaios - Sublanço Louriçal/A14 (ST2)	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST1)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST2)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST3)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST4)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST5)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Quiaios/Tocha (ST6)	Separador de HC+Vala relvada
		Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Tocha/Mira (ST1)	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração
Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Tocha/Mira (ST2)		Separador de HC+Vala relvada	

Região	Localização	Lanço-Sublanço	Sistema de tratamento
Centro	A17 – Marinha Grande/Mira	Lanço Quiaios/Mira –Sublanço Tocha/Mira (ST3)	Separador de HC+Vala relvada
	A23 – Covilhã Norte	-	Desengordurador+Bacia de decantação
	IP6 – Peniche	-	Desengordurador+Bacia de detenção
Sul	A6 – Borba	Estremoz-Borba	Bacia de pré-tratamento/infiltração
	A22 – Via do Infante	Guia-Alcantarilha	Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração

5.3 Metodologia de avaliação

5.3.1 Parâmetros

A metodologia para a avaliação dos sistemas de tratamento em estudo assenta em parâmetros objecto de análise e de cálculo. Os primeiros dizem respeito a: precipitação média anual característica das regiões onde os sistemas de tratamento se inserem, caudal médio afluente no período de monitorização, concentração (afluente e efluente) de poluentes e eficiência de remoção teórica. Os parâmetros objecto de cálculo correspondem aos seguintes: carga poluente (afluente e efluente), eficiência de remoção real, TMD anual, custos de investimento e custos de manutenção.

Os poluentes analisados são aqueles que caracterizam as águas de escorrência e que vão de encontro aos definidos nas campanhas de monitorização dos casos de estudo (Capítulo 4) – SST, HC, Zn, Cu e Pb.

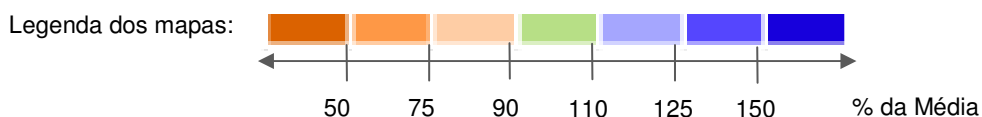
5.3.2 Precipitação média anual

Os dados de pluviosidade são originários do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) e dizem respeito ao ano hidrológico 2008/2009. A escolha deste ano hidrológico teve em conta o melhor enquadramento possível com os períodos em que decorreram as campanhas de monitorização.

Os dados de distribuição da pluviosidade (precipitação média) encontram-se esquematizados no Quadro 5.2.

Quadro 5.2 – Distribuição da pluviosidade em Portugal Continental (fonte: SNIRH)

Outubro (2008/2009)		Novembro (2008/2009)		Dezembro (2008/2009)		Janeiro (2008/2009)		Fevereiro (2008/2009)		Março (2008/2009)	
PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)	
Norte	118.0	Norte	145.3	Norte	159.9	Norte	158.1	Norte	141.4	Norte	114.4
Centro	104.5	Centro	133.9	Centro	142.9	Centro	146.1	Centro	128.6	Centro	103.6
Sul	67.2	Sul	87.0	Sul	97.4	Sul	90.3	Sul	80.2	Sul	71.9
Abril (2008/2009)		Maio (2008/2009)		Junho (2008/2009)		Julho (2008/2009)		Agosto (2008/2009)		Setembro (2008/2009)	
PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)		PP.Média (mm)	
Norte	92.7	Norte	94.4	Norte	51.7	Norte	19.7	Norte	23.4	Norte	61.9
Centro	82.6	Centro	79.2	Centro	36.9	Centro	11.5	Centro	13.1	Centro	46.7
Sul	58.1	Sul	46.3	Sul	20.1	Sul	4.9	Sul	4.4	Sul	27.9



5.3.3 Área drenante

A área drenante foi considerada a partir da análise da monitorização dos troços de estradas em estudo, apresentados no Capítulo 4. Nas situações em que não há referência à área drenante, a mesma foi calculada com base na extensão da estrada em estudo e na largura do perfil transversal (Quadro 5.4).

5.3.4 Caudal médio afluente

Os dados de caudal médio afluente ao sistema de tratamento (Quadro 5.4), referente ao período de monitorização, resultam das campanhas de monitorização dos troços de estradas em estudo, apresentados no Capítulo 4. Nas situações em que não há referência ao caudal, o mesmo foi calculado com base na área drenante, na altura pluviométrica e no tempo de chuvada (IP4, A24, A23, IP6, A22).

5.3.5 Concentração de poluentes (afluente e efluente)

As concentrações de poluentes resultam das campanhas de monitorização dos troços de estradas em estudo (Quadro 5.5). Na caso da A17, uma vez que não existem dados de monitorização, a concentração afluente adoptada é a estimada em projecto, conforme a metodologia descrita no Capítulo 4.6.1.

É de salientar, em geral, a inexistência de valores relativos ao parâmetro HC, quer pela falta de dados de monitorização quer pela impossibilidade do seu cálculo face ao valor ser inferior ao limite de quantificação (definido no laboratório), sendo os valores idênticos nas concentrações monitorizadas (afluente e efluente). Esta situação também se verifica em alguns casos para os metais pesados.

5.3.6 Eficiência de remoção teórica

Os dados de eficiência de remoção teórica dizem respeito ao Quadro 3.10 do Capítulo 3 que tem como origem FHWA (1996a). Foram ainda tidas as seguintes considerações:

- IP4 – Vila Real: O sistema de tratamento foi projectado como sendo uma bacia de detenção húmida, mas devido à ausência de geomembrana e à elevada permeabilidade do solo, esta comporta-se como uma estrutura de infiltração. Como tal, considerou-se que a eficiência de remoção teórica corresponde à eficiência de uma bacia de infiltração.
- A24 – Vila Pouca de Aguiar: Considerou-se a eficiência de remoção de HC do separador de HC, e a eficiência de remoção da bacia de retenção/decantação para os restantes poluentes.
- A1 – Torres Novas-Fátima: Considerou-se a eficiência de remoção da bacia de retenção/decantação.
- IC1 – Mira/Aveiro: Considerou-se a eficiência de remoção de SST do leito de macrófitas, com base em SECO *et al.* (2008), e a eficiência de remoção do separador de HC para os restantes poluentes.
- A17 – Marinha Grande/Mira: No caso do sistema de tratamento separador de HC+vala relvada, considerou-se a eficiência de remoção de HC do separador de HC, e a eficiência de remoção da vala relvada para os restantes poluentes. No caso do sistema de tratamento separador de HC+bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração, considerou-se a eficiência de remoção de HC do separador de HC, a eficiência de remoção de SST da bacia de retenção/decantação e, a eficiência de remoção de metais pesados da bacia de infiltração.
- A23 – Covilhã Norte: A eficiência de remoção teórica de HC do desengordurador considerou-se ser igual à de um separador de hidrocarbonetos, já que o separador de HC remove hidrocarbonetos conjuntamente com óleos e gorduras, porque ambos (gorduras e hidrocarbonetos) se encontram à superfície da água. Para os restantes poluentes a eficiência de remoção teórica é a correspondente a uma bacia de retenção/decantação.

- IP6 – Peniche: Tal como no caso anterior da A23, a eficiência de remoção teórica de HC do desengordurador considerou-se ser igual à de um separador de HC. No caso da bacia de detenção, como eficiência de remoção teórica dos restantes poluentes considera-se a eficiência de uma bacia de retenção/decantação.
- A6 – Borba: Tendo em conta o facto da bacia em questão se comportar como uma bacia de infiltração, foi considerada a eficiência de remoção teórica de uma bacia de infiltração.
- A22 – Via do Infante: Considerou-se a eficiência de remoção de SST da bacia de retenção/decantação e a eficiência dos restantes poluentes a correspondente à bacia de infiltração.

Os valores relativos à eficiência de remoção teórica para os vários casos de estudo são apresentados no Quadro 5.6.

5.3.7 Carga poluente (afluente e efluente)

A carga poluente afluente aos sistemas de tratamento é calculada através da equação 5.1, considerando a situação mais desfavorável, ou seja, a concentração mais elevada afluente aos sistemas de tratamento (Quadro 5.5):

$$W_i = Q \times C_i \quad (\text{Eq. 5.1})$$

A carga poluente efluente dos sistemas de tratamento é calculada através da equação 5.2, considerando a situação mais desfavorável, ou seja, a concentração efluente mais elevada, e considerando que o caudal é constante ao longo do sistema de tratamento (Quadro 5.5):

$$W_f = Q \times C_f \quad (\text{Eq. 5.2})$$

5.3.8 Eficiência de remoção real e avaliação da eficiência global de tratamento

Relativamente à eficiência de remoção real, esta é calculada a partir das cargas poluentes e também a partir das concentrações, através da equação 5.3 e da equação 5.4, respectivamente, tendo em conta a situação mais desfavorável (a maior carga poluente/concentração afluente aos sistemas de tratamento e maior carga poluente/concentração efluente dos sistemas de tratamento, conforme descrito anteriormente):

$$\eta_{\text{real}} = ((W_i - W_f) / W_i) \times 100 \quad (\text{Eq. 5.3})$$

$$\eta_{\text{real}} = ((C_i - C_f) / C_i) \times 100 \quad (\text{Eq. 5.4})$$

No caso do IP4 (excepto para o poluente HC), considera-se a eficiência de remoção real disponibilizada na campanha de monitorização, conforme apresentado no sub-capítulo 4.2, com origem em BARBOSA (1999), correspondendo ao tratamento dos primeiros 50 % do volume de uma chuvada.

Para os casos em que não se encontram disponíveis dados de concentração efluente (nd – não definido), adoptou-se como critério, visando a aplicação global, o cálculo da eficiência de remoção real por meio da correlação obtida para os vários poluentes onde existem dados monitorizados (positivos e não nulos) com o caudal, obtendo-se uma linha de tendência e equação, conforme apresentado no Quadro 5.6 e Figura 5.1.

Posteriormente, de forma a analisar a efectiva eficiência dos sistemas de tratamento de cada troço de estrada em estudo, compararam-se as diferenças entre a eficiência de remoção real e teórica. Desta comparação resultaram: relações positivas (+), quando a eficiência de remoção real é superior à eficiência de remoção teórica; e relações negativas (-), quando a eficiência de remoção real é inferior à eficiência de remoção teórica (Quadro 5.6).

5.3.9 Tráfego médio diário anual

No que concerne aos dados de TMD anual, nos casos do IP4 e da A1 tiveram origem no Quadro 2.9 (Capítulo 2), BARBOSA (1999) e LNEC (2004), respectivamente. Para a A24 a origem é MONTEIRO (2010). Nos casos do IP6 e da A6, os valores de TMD anual para os troços em estudo tiveram origem em BARBOSA *et al.* (2006) e na BRISA (Auto-Estradas de Portugal, S.A.), respectivamente.

Para os restantes casos, os dados de TMD anuais das estradas em estudo têm origem no Instituto de Infra-Estruturas Rodoviárias (INIR, 2008), sendo correspondentes ao TMD anual ponderado para o ano 2008, exceptuando-se o caso do IC1, cuja fonte foi a Estradas de Portugal, correspondendo o TMD anual à média de dados de TMD do ano 2004. Tendo em conta o facto destes valores de TMD anual corresponderem à extensão total das estradas em questão (INIR, 2010), fez-se uma estimativa para a extensão dos troços de estradas em estudo, através da equação 5.5 (Quadro 5.7).

$$TMD_{ExtensãoEstudo} = (TMD_{ExtensãoTotal} \times Extensão_{TroçoEstudo}) / Extensão_{ExtensãoTotal} \quad (Eq. 5.5)$$

5.3.10 Custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento

Por último, no que diz respeito aos custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento (Quadro 5.8), os custos de investimento e de manutenção da A22 têm como origem BARBOSA e FERNANDES (2008) e, no caso dos leitos de macrófitas do IC1, os dados disponibilizados pela concessionária indicam que os custos de construção/investimento foram de 112 000 € por bacia (leito de macrófitas). Os custos para os restantes sistemas de tratamento foram calculados/estimados: os custos de investimento foram calculados através de fórmulas de cálculo de custo encontradas em pesquisa bibliográfica, para cada tipologia de sistema de tratamento - TAYLOR e BARRETT (1999), ROTH (2010), TOMAZ (2010), LNEC (2008); os custos de manutenção (anuais) foram estimados como sendo 5 % dos custos de investimento (TENNEY *et al.*, 1995).

No caso da bacia reguladora de caudal não foi encontrada na pesquisa bibliográfica qualquer fórmula de cálculo que permitisse chegar a um custo de investimento aproximado para este tipo de sistemas, pelo que os custos correspondentes não foram tidos em conta. No que diz respeito aos separadores de HC, o custo foi estimado tendo por base uma tabela de preços de uma marca comercializadora deste tipo de sistemas referente ao ano 2010 (ROTH, 2010), e tendo em conta os dados de projecto dos sistemas de tratamento em questão, mais propriamente, os volumes de dimensionamento e respectivas capacidades de tratamento em termos de caudal. No que se refere aos desengorduradores, o custo foi estimado tendo por base a mesma tabela de preços utilizada para a estimativa dos custos dos separadores de HC (ROTH, 2010), tendo em conta o mesmo tipo de dados de projecto dos sistemas de tratamento (volume de dimensionamento e capacidade de tratamento em termos de caudal).

Quanto às bacias de infiltração, o cálculo do custo de investimento teve por base a equação 5.6, referida em TOMAZ (2010), tendo em conta os volumes de dimensionamento (em m³) dos sistemas de tratamento em questão. Atendendo a que esta equação de custo é referente a Dólares Americanos (ano base 1995), procedeu-se à conversão para Euros, sabendo que actualmente 1US\$ equivale a 0.8197€.

$$\text{Custo (US$, ano base 1995)} = 162.6 \times (\text{Volume do reservatório})^{0.69} \quad (\text{Eq. 5.6})$$

Relativamente às valas relvadas e às bacias de detenção, o respectivo custo de investimento tem por base o Quadro 5.3, de acordo com LNEC (2008), e o Quadro 2.20 (TAYLOR e BARRETT, 2004). No caso do cálculo do custo de investimento das bacias de retenção/decantação, este é também realizado através do Quadro 5.3, considerando uma bacia de detenção. Tendo em conta que os custos obtidos são referentes a Dólares Americanos, procedeu-se à conversão para Euros, conforme referido anteriormente.

Quadro 5.3 – Custos de construção e manutenção média anual de sistemas de tratamento de águas de escorrência na Califórnia, EUA
(fonte: LNEC, 2008)

Tipo de sistema	Custo/m³ da chuvada de dimensionamento (US\$)	Manutenção média anual (horas)
Filtro de areia	10.0	49
Meios filtrantes	8.1	220
Bacias húmidas	7.5	500
Bacias de detenção em série	1.0	80
Bacias de detenção	2.5	80
Valas (relvadas)	2.0	116
Bacias de infiltração	1.8	89

No caso da bacia de retenção/decantação da A1, o custo de investimento é estimado através do custo do sistema de tratamento da A22 (equação 5.7). Ou seja, o custo de investimento do sistema de tratamento da A1 será aproximadamente igual ao custo de investimento da bacia de retenção/decantação da A22, considerando que os volumes de dimensionamento dos sistemas de tratamento são idênticos entre a A1 e a A22.

$$\text{Custo (Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração A22)} - \text{Custo (Bacia de infiltração A22)} = \\ = \text{Custo (Bacia de retenção A1)}$$

(Eq. 5.7)

5.4 Parâmetros avaliados: apresentação dos resultados

Os dados de precipitação média anual característica da região onde se inserem os sistemas de tratamento, extensão e perfil transversal da estrada, área drenante e caudal médio afluyente ao sistema de tratamento, referente ao período de monitorização, apresentam-se no Quadro 5.4.

No Quadro 5.5 encontram-se os dados referentes à concentração de poluentes (afluyente e efluyente) e os resultados da aplicação das equações 5.1 e 5.2, relativas à carga poluyente (afluyente e efluyente), respectivamente, para cada sistema de tratamento dos casos em estudo.

No Quadro 5.6 apresenta-se a eficiência de remoção real, cujo valor pode resultar das seguintes situações:

- Disponibilizada na campanha de monitorização, conforme apresentado no Capítulo 4.2 – IP4;
- Calculada a partir das cargas poluentes e também a partir das concentrações (através da equação 5.3 e 5.4), respectivamente, tendo em conta a situação mais desfavorável;
- Para os casos em que não se encontram disponíveis dados de concentração efluyente (nd – não definido), adoptou-se como critério, visando a aplicação global, o cálculo da eficiência de remoção real por meio da correlação obtida para os vários poluentes onde existem dados monitorizados (positivos e não nulos) com o caudal, obtendo-se uma linha de tendência e equação, conforme apresentado na Figura 5.1.

É de salientar que devido à inexistência de valores relativos ao parâmetro HC, quer pela falta de dados de monitorização quer pela impossibilidade do seu cálculo face ao valor ser inferior ao limite de quantificação (definido no laboratório), sendo os valores idênticos nas concentrações monitorizadas (afluyente e efluyente), não foi possível seguir a metodologia descrita.

Quadro 5.4 – Precipitação média anual característica da região onde se inserem os sistemas de tratamento, extensão e perfil transversal da estrada, área drenante, período de monitorização e caudal médio afluente ao sistema de tratamento

Localização	Sublanço; Lote; ST	Região	Precipitação média anual (mm/ano)	Extensão de estrada em estudo (km)	Extensão total da estrada (km)	Largura do perfil transversal da estrada (m)	Área drenante para o ST (m ²)	Período de monitorização	Caudal médio afluente ao ST (m ³ /s)
IP4 – Vila Real	-	Norte	98.4	nd	nd	nd	5 970	Vários meses entre 1996 e princípio de 1998	0.0009
A24 – Vila Pouca de Aguiar	Sublanço E1			11.505	156.6	28	14 230	Mai. Set., Nov./2007; Mai., Out., Dez./2008; Mar./2010	0.1491
A1 – Fátima	Torres Novas – Fátima	Centro	85.8	0.950	nd	28.6	22 800	Março a Maio/2002	0.0024
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 1			1.300	700	28.6	37 180	2006	0.0032
	Lote 2			2.288	700	28.6	65 437	2006	0.0057
	Lote 3			0.835	700	28.6	23 881	2006	0.0020
A17 – Lanço Louriçal/Quiaios	ST1-D			0.583	117.3	32	18 656	nd	0.0020
	ST1-E			0.608	117.3	32	19 456	nd	0.0025
	ST2			2.343	117.3	32	74 976	nd	0.0025
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST1)			0.350	117.3	32	11 200	nd	0.0039
	Quiaios/Tocha (ST2)			0.650	117.3	32	20 800	nd	0.0036
	Quiaios/Tocha (ST3)			0.680	117.3	32	21 760	nd	0.0038
	Quiaios/Tocha (ST4)			0.840	117.3	32	26 880	nd	0.0042
	Quiaios/Tocha (ST5)			0.575	117.3	32	18 400	nd	0.0037
	Quiaios/Tocha (ST6)			0.550	117.3	32	17 600	nd	0.0034
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Tocha/Mira (ST1)	3.105	117.3	32	99 360	nd	0.0038		
	Tocha/Mira (ST2)	0.660	117.3	32	21 120	nd	0.0041		
	Tocha/Mira (ST3)	0.325	117.3	32	10 400	nd	0.0040		

Localização	Sublanço; Lote; ST	Região	Precipitação média anual (mm/ano)	Extensão de estrada em estudo (km)	Extensão total da estrada (km)	Largura do perfil transversal da estrada (m)	Área drenante para o ST (m ²)	Período de monitorização	Caudal médio afluente ao ST (m ³ /s)
A23 – Covilhã Norte	-	Centro	85.8	6.200	215.2	32	4 016	14 de Janeiro e 3 de Maio de 2006	0.0152
IP6 – Peniche	-			0.520	nd	nd	7 280	Entre Setembro e Outubro de 2005 e Fevereiro de 2006	0.0162
A6 – Borba	Estremoz-Borba	Sul	54.6	0.455	nd	12	5 580	Janeiro a Maio de 2004	0.0006
A22 – Lanço Guia-Alcantarilha	-			9.3	132.4	22	204 600	2001	0.0051

Legenda: nd - não definido; **Maior valor**; **Menor valor**.

Quadro 5.5 – Concentração (afluente e efluente) e carga poluente (afluente e efluente) para os sistemas de tratamento em estudo

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Concentração (mg/l)		Carga poluente (mg/s)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
IP4 – Vila Real	-	Bacia de detenção húmida/infiltração	SST	<8 – 147	57.33	126.97	49.52
			HC	nd	nd	nd	nd
			Zn	0.050 – 1.462	0.51	1.26	0.44
			Cu	<0.001 – 0.0543	0.02	0.05	0.02
			Pb	<0.001 – 0.1995	0.06	0.17	0.05
A24 – Vila Pouca de Aguiar	Sublanço E1	Bacia de retenção/decantação+ Separador HC	SST	29	<20	4 325.03	2 982.78
			HC	<0.0005	<0.0005	0.07	0.07
			Zn	0.51	<0.1	76.06	14.91
			Cu	<0.3	<0.3	44.74	44.74
			Pb	<1	<1	149.14	149.14
A1 – Fátima	Torres Novas-Fátima	Bacia de retenção	SST	10 – 872	nd	2 078.43	nd
			HC	<0.00005 – 0.00008	nd	0.0002	nd
			Zn	0.062 – 0.736	nd	1.75	nd
			Cu	0.027 – 0.076	nd	0.18	nd
			Pb	0.002 – 0.058	nd	0.14	nd
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 1	Bacia reguladora de caudal+ Separador HC+LCM	SST	19.33	19.00	61.87	60.80
			HC	0.002	0.002	0.006	0.006
			Zn	0.050	0.050	0.160	0.160
			Cu	0.005	0.013	0.016	0.042
			Pb	0.007	0.007	0.022	0.022
	Lote 2	Bacia reguladora de caudal+ Separador HC+LCM	SST	36	29.00	205.20	165.30
			HC	0.002	0.002	0.011	0.011
			Zn	0.050	0.050	0.285	0.285
			Cu	0.002	0.009	0.013	0.049
			Pb	0.007	0.050	0.040	0.285

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Concentração (mg/l)		Carga poluente (mg/s)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 3	Bacia reguladora de caudal+ Separador HC+LCM	SST	29.5	17.50	59.00	35.00
			HC	0.002	0.002	0.004	0.004
			Zn	0.157	0.050	0.313	0.100
			Cu	0.015	0.009	0.029	0.017
			Pb	0.041	0.050	0.081	0.100
A17 – Lanço Louriçal/Quiaios	ST1-D	Separador de HC+Vala relvada	SST	32.53	nd	65.7	nd
			HC	1.37	nd	2.8	nd
			Zn	0.3	nd	0.6	nd
			Cu	0.05	nd	0.1	nd
			Pb	0.007	nd	0.01	nd
	ST1-E	Separador de HC+Vala relvada	SST	31.24	nd	78.7	nd
			HC	1.37	nd	3.5	nd
			Zn	0.28	nd	0.7	nd
			Cu	0.041	nd	0.1	nd
	ST2	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	Pb	0.006	nd	0.02	nd
			SST	11.33	nd	27.8	nd
			HC	1.37	nd	3.4	nd
			Zn	0.23	nd	0.6	nd
Cu			0.0096	nd	0.02	nd	
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST1)	Separador de HC+Vala relvada	Pb	0.001	nd	0.002	nd
			SST	19.5	nd	75.7	nd
			HC	0.88	nd	3.4	nd
			Zn	0.19	nd	0.7	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.001	nd	0.004	nd

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Concentração (mg/l)		Carga poluente (mg/s)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST2)	Separador de HC+Vala relvada	SST	16.41	nd	59.1	nd
			HC	0.88	nd	3.2	nd
			Zn	0.22	nd	0.8	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.0022	nd	0.01	nd
	Quiaios/Tocha (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	SST	14.64	nd	55.2	nd
			HC	0.88	nd	3.3	nd
			Zn	0.2	nd	0.8	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.0018	nd	0.01	nd
	Quiaios/Tocha (ST4)	Separador de HC+Vala relvada	SST	15.39	nd	65.3	nd
			HC	0.88	nd	3.7	nd
			Zn	0.21	nd	0.9	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.002	nd	0.01	nd
	Quiaios/Tocha (ST5)	Separador de HC+Vala relvada	SST	15.13	nd	56.4	nd
			HC	0.88	nd	3.3	nd
			Zn	0.216	nd	0.8	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.0019	nd	0.01	nd
Quiaios/Tocha (ST6)	Separador de HC+Vala relvada	SST	32.37	nd	110.71	nd	
		HC	0.88	nd	3.01	nd	
		Zn	0.26	nd	0.89	nd	
		Cu	0.03	nd	0.10	nd	
		Pb	0.005	nd	0.02	nd	

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Concentração (mg/l)		Carga poluente (mg/s)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Tocha/Mira (ST1)	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	SST	19.84	nd	75.39	nd
			HC	0.58	nd	2.20	nd
			Zn	0.23	nd	0.87	nd
			Cu	0.01	nd	0.04	nd
			Pb	0.003	nd	0.01	nd
	Tocha/Mira (ST2)	Separador de HC+Vala relvada	SST	43.16	nd	177.39	nd
			HC	0.58	nd	2.38	nd
			Zn	0.28	nd	1.15	nd
			Cu	0.05	nd	0.21	nd
			Pb	0.0094	nd	0.04	nd
	Tocha/Mira (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	SST	33.14	nd	131.57	nd
			HC	0.58	nd	2.30	nd
			Zn	0.266	nd	1.06	nd
			Cu	0.03	nd	0.12	nd
A23 – Covilhã Norte	-	Desengordurador+Bacia de decantação	SST	5 – 180	10 – 65	2 744.27	990.99
			HC	0.00015 – 0.00049	0.00042 – 0.00093	0.007	0.014
			Zn	<0.10 – 0.28	<0.10	4.27	1.52
			Cu	0.005 – 0.011	0.015 – 0.016	0.17	0.24
			Pb	nd	nd	nd	nd
IP6 – Peniche	-	Desengordurador+Bacia de detenção	SST	235.6	140	3 811.48	2 264.89
			HC	nd	nd	nd	nd
			Zn	0.077	0.033	1.25	0.53
			Cu	0.032	0.03	0.52	0.49
			Pb	0.0095	0.003	0.15	0.05

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Concentração (mg/l)		Carga poluente (mg/s)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
A6 – Borba	Estremoz- Borba	Bacia de pré- tratamento/infiltração	SST	0.3 – 86.0	nd	51.60	nd
			HC	<0.00005	nd	0.00003	nd
			Zn	0.021 – 6.41	nd	3.85	nd
			Cu	<0.005 – 0.021	nd	0.01	nd
			Pb	<0.005 – 0.009	nd	0.005	nd
A22 – Lanço Guia- Alcantarilha	-	Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	SST	66	16	337.59	81.84
			HC	<0.0006	<0.0006	0.003	0.003
			Zn	0.02	≤0.01	0.10	0.05
			Cu	0.01	≤0.01	0.05	0.05
			Pb	<0.01	≤0.01	0.05	0.05

Legenda: nd - não definido.

Quadro 5.6 – Eficiência de remoção real e teórica para os sistemas de tratamento em estudo

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Eficiência (η) de remoção real (%)				Eficiência (η) de remoção teórica (%)	Relação η de remoção real/ η de remoção teórica
				Fonte: Cap.4 (4.2)	Cálculo a partir das cargas poluentes	Cálculo a partir das concentrações	Estimada por correlação (Figura 5.1)		
IP4 – Vila Real	-	Bacia de detenção húmida/infiltração	SST	61.0				80.0	(-)
			HC	nd				75.0	nd
			Zn	65.0				80.0	(-)
			Cu	61.0				80.0	(-)
			Pb	69.0				80.0	(-)
A24 – Vila Pouca de Aguiar	Sublanço E1	Bacia de retenção/ decantação+ Separador HC	SST		31.03	31.03		85.0	(-)
			HC		0.00	0.00		90.0	nd
			Zn		80.39	80.39		70.0	(+)
			Cu		0.00	0.00		70.0	(-)
			Pb		0.00	0.00		70.0	(-)
A1 – Fátima	Torres Novas- Fátima	Bacia de retenção	SST				50.33	85.0	(-)
			HC					50.0	nd
			Zn				62.17	70.0	(-)
			Cu				40.59	70.0	(-)
			Pb				68.94	70.0	(-)
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 1	Bacia reguladora de caudal+Separador HC+LCM	SST		1.72	1.72		60.0	(-)
			HC		0.00	0.00		90.0	nd
			Zn		0.00	0.00		30.0	(-)
			Cu		-165.31	-165.31		30.0	(-)
			Pb		0.00	0.00		30.0	(-)
	Lote 2	Bacia reguladora de caudal+Separador HC+LCM	SST		19.44	19.44		60.0	(-)
			HC		0.00	0.00		90.0	nd
			Zn		0.00	0.00		30.0	(-)
			Cu		-277.21	-277.21		30.0	(-)
			Pb		-614.29	-614.29		30.0	(-)

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Eficiência (η) de remoção real (%)				Eficiência (η) de remoção teórica (%)	Relação η de remoção real/ η de remoção teórica
				Fonte: Cap.4 (4.2)	Cálculo a partir das cargas poluentes	Cálculo a partir das concentrações	Estimada por correlação (Figura 5.1)		
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 3	Bacia reguladora de caudal+Separador HC+LCM	SST		40.68	40.68		60.0	(-)
			HC		0.00	0.00		90.0	nd
			Zn		68.09	68.09		30.0	(+)
			Cu		41.17	41.17		30.0	(+)
			Pb		-22.95	-22.95		30.0	(-)
A17 – Lanço Louriçal/Quiaios	ST1-D	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.33	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				62.27	80.0	(-)
			Cu				43.62	80.0	(-)
			Pb				68.96	80.0	(-)
	ST1-E	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.33	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				62.13	80.0	(-)
			Cu				39.57	80.0	(-)
			Pb				68.94	80.0	(-)
	ST2	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+ Bacia de infiltração	SST				50.33	85.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				62.15	80.0	(-)
			Cu				40.08	80.0	(-)
Pb						68.94	80.0	(-)	
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST1)	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.78	80.0	(-)
			Cu				31.66	80.0	(-)
			Pb				68.89	80.0	(-)

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Eficiência (η) de remoção real (%)				Eficiência (η) de remoção teórica (%)	Relação η de remoção real/ η de remoção teórica
				Fonte: Cap.4 (4.2)	Cálculo a partir das cargas poluentes	Cálculo a partir das concentrações	Estimada por correlação (Figura 5.1)		
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST2)	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.32	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.85	80.0	(-)
			Cu				33.04	80.0	(-)
			Pb				68.90	80.0	(-)
	Quiaios/Tocha (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.80	80.0	(-)
			Cu				32.19	80.0	(-)
			Pb				68.89	80.0	(-)
	Quiaios/Tocha (ST4)	1 Separador de HC Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.68	80.0	(-)
			Cu				30.04	80.0	(-)
			Pb				68.87	80.0	(-)
	Quiaios/Tocha (ST5)	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.81	80.0	(-)
			Cu				32.39	80.0	(-)
			Pb				68.89	80.0	(-)
Quiaios/Tocha (ST6)	1 Separador de HC Separador de HC+Vala relvada	SST				50.32	70.0	(-)	
		HC					90.0	nd	
		Zn				61.90	80.0	(-)	
		Cu				33.98	80.0	(-)	
		Pb				68.90	80.0	(-)	

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Eficiência (η) de remoção real (%)				Eficiência (η) de remoção teórica (%)	Relação η de remoção real/ η de remoção teórica
				Fonte: Cap.4 (4.2)	Cálculo a partir das cargas poluentes	Cálculo a partir das concentrações	Estimada por correlação (Figura 5.1)		
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Tocha/Mira (ST1)	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+ Bacia de infiltração	SST				50.31	85.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.80	80.0	(-)
			Cu				32.05	80.0	(-)
			Pb				68.89	80.0	(-)
	Tocha/Mira (ST2)	1 Separador de HC Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.72	80.0	(-)
			Cu				30.61	80.0	(-)
			Pb				68.88	80.0	(-)
	Tocha/Mira (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	SST				50.31	70.0	(-)
			HC					90.0	nd
			Zn				61.75	80.0	(-)
			Cu				31.24	80.0	(-)
			Pb				68.88	80.0	(-)
A23 – Covilhã Norte	-	Desengordurador+ Bacia de decantação	SST		63.89	63.89		85.0	(-)
			HC		-89.80	-89.80		90.0	nd
			Zn		64.29	64.29		70.0	(-)
			Cu		-45.45	-45.45		70.0	(-)
			Pb		nd	nd	68.46	70.0	(-)
IP6 – Peniche	-	Desengordurador+ Bacia de detenção	SST		40.58	40.58		85.0	(-)
			HC		nd	nd		90.0	nd
			Zn		57.14	57.14		70.0	(-)
			Cu		6.25	6.25		70.0	(-)
			Pb		68.42	68.42		70.0	(-)

Localização	Sublote; Lote; ST	Sistema de tratamento	Poluente	Eficiência (η) de remoção real (%)				Eficiência (η) de remoção teórica (%)	Relação η de remoção real/ η de remoção teórica
				Fonte: Cap.4 (4.2)	Cálculo a partir das cargas poluentes	Cálculo a partir das concentrações	Estimada por correlação (Figura 5.1)		
A6 – Borba	Estremoz- Borba	Bacia de pré- tratamento/infiltração	SST				50.35	80.0	(-)
			HC					75.0	nd
			Zn				62.65	80.0	(-)
			Cu				65.84	80.0	(-)
			Pb				69.01	80.0	(-)
A22 – Lanço Guia-Alcantarilha	-	Bacia de retenção/decantação+ Bacia de infiltração	SST		75.76	75.76		85.0	(-)
			HC		0.00	0.00		75.0	nd
			Zn		50.00	50.00		80.0	(-)
			Cu		0.00	0.00		80.0	(-)
			Pb		0.00	0.00		80.0	(-)

Legenda: nd - não definido. (+) Relação positiva - a eficiência de remoção real é superior à eficiência de remoção teórica. (-) Relação negativa - a eficiência de remoção real é inferior à eficiência de remoção teórica.

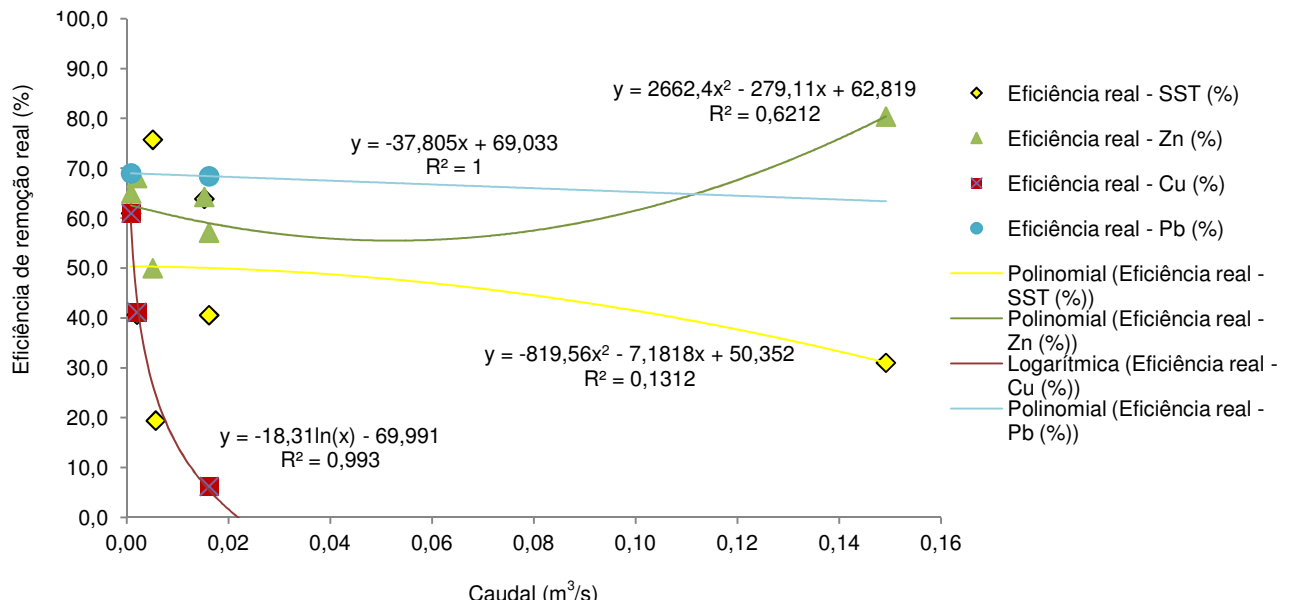


Figura 5.1 – Eficiência de remoção real em função do caudal

Com base nos valores da eficiência real e da carga de poluentes, fez-se uma análise gráfica por poluente, independentemente do sistema de tratamento – Figuras 5.2 a 5.6 – e relacionando com os sistemas de tratamento – Figuras 5.7 a 5.10.

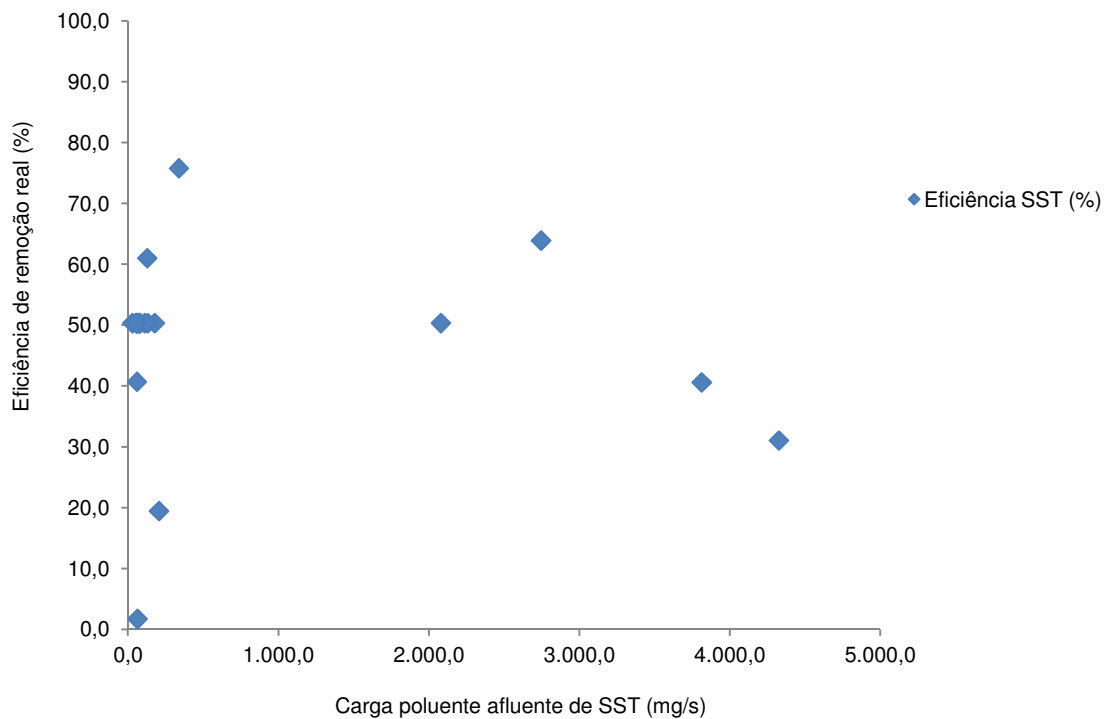


Figura 5.2 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluyente: SST

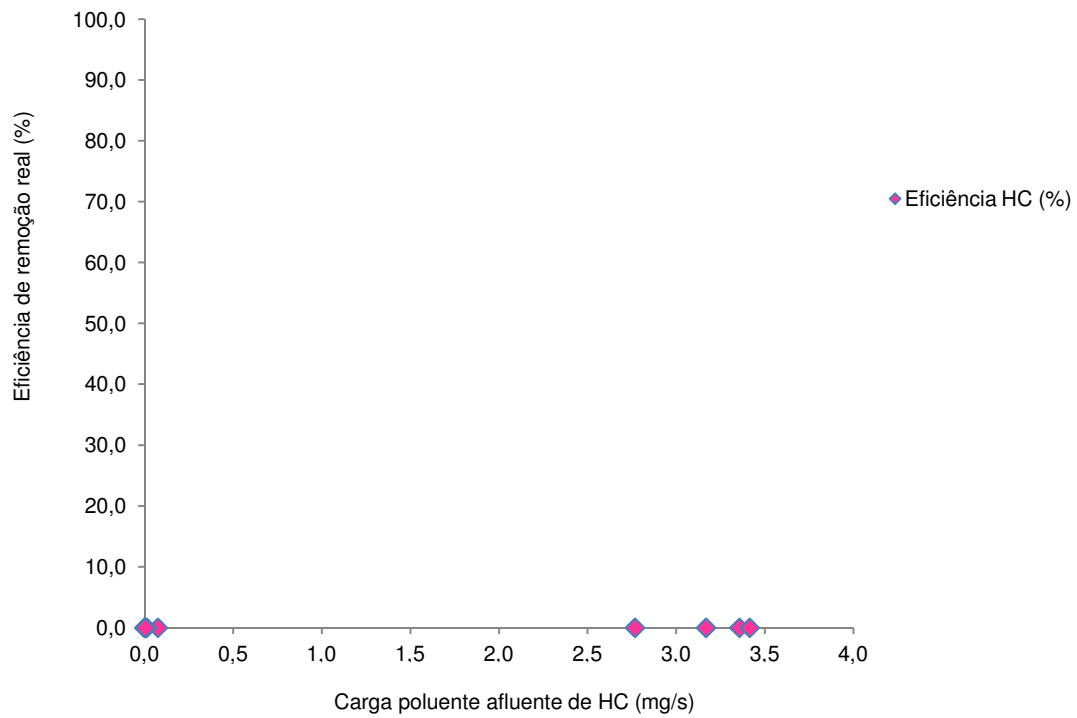


Figura 5.3 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: HC

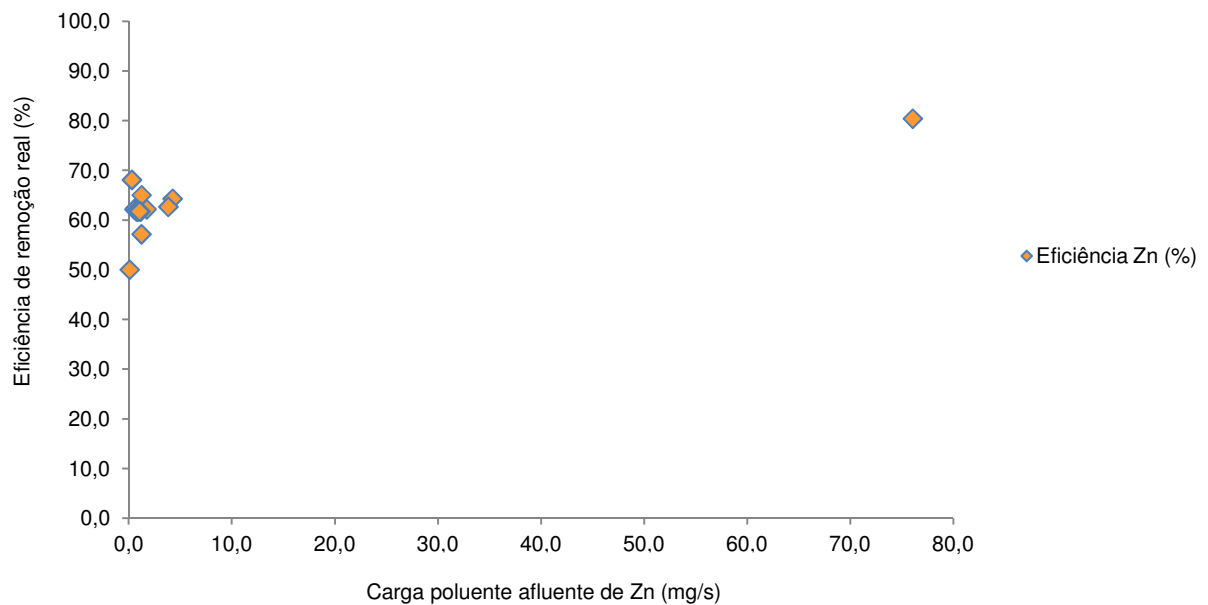


Figura 5.4 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente: Zn

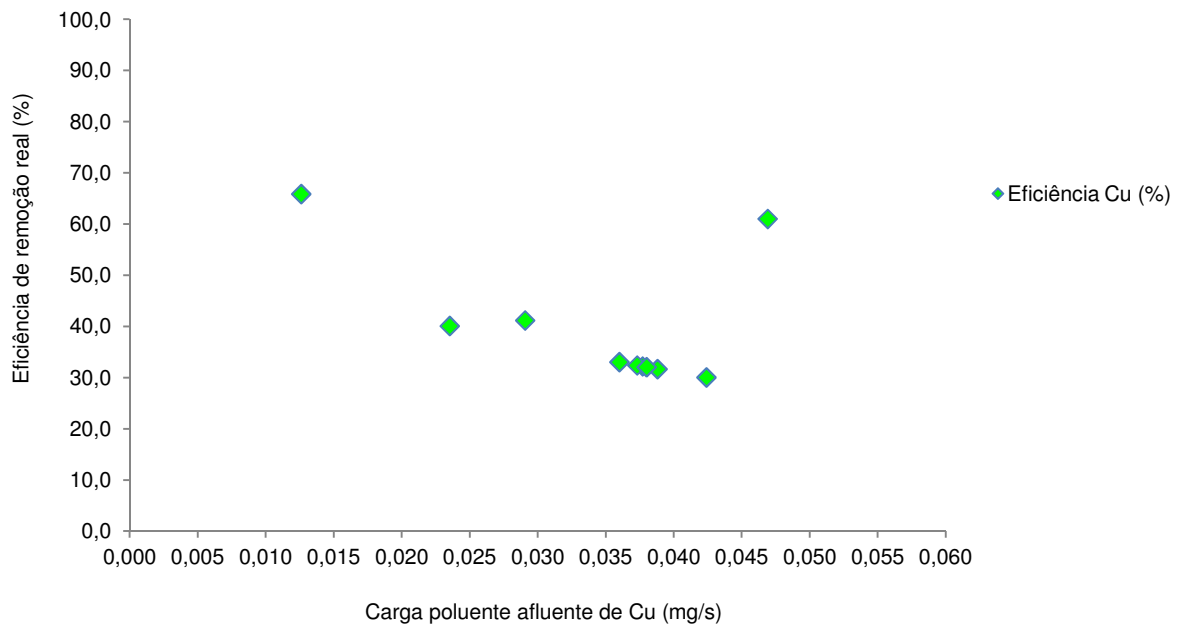


Figura 5.5 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluyente: Cu

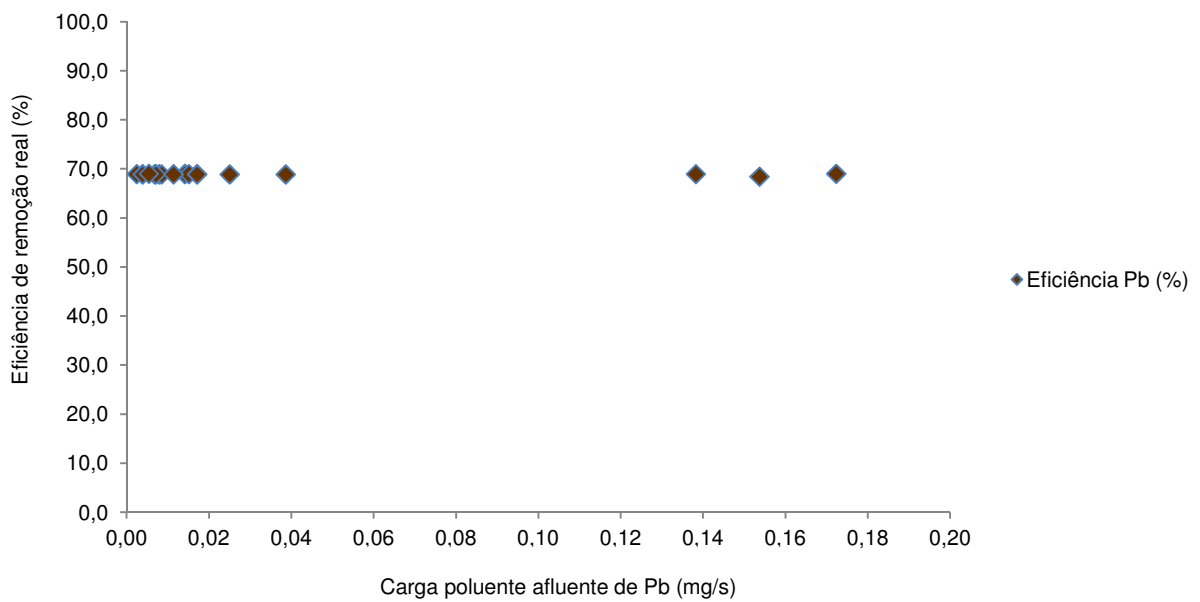


Figura 5.6 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluyente: Pb

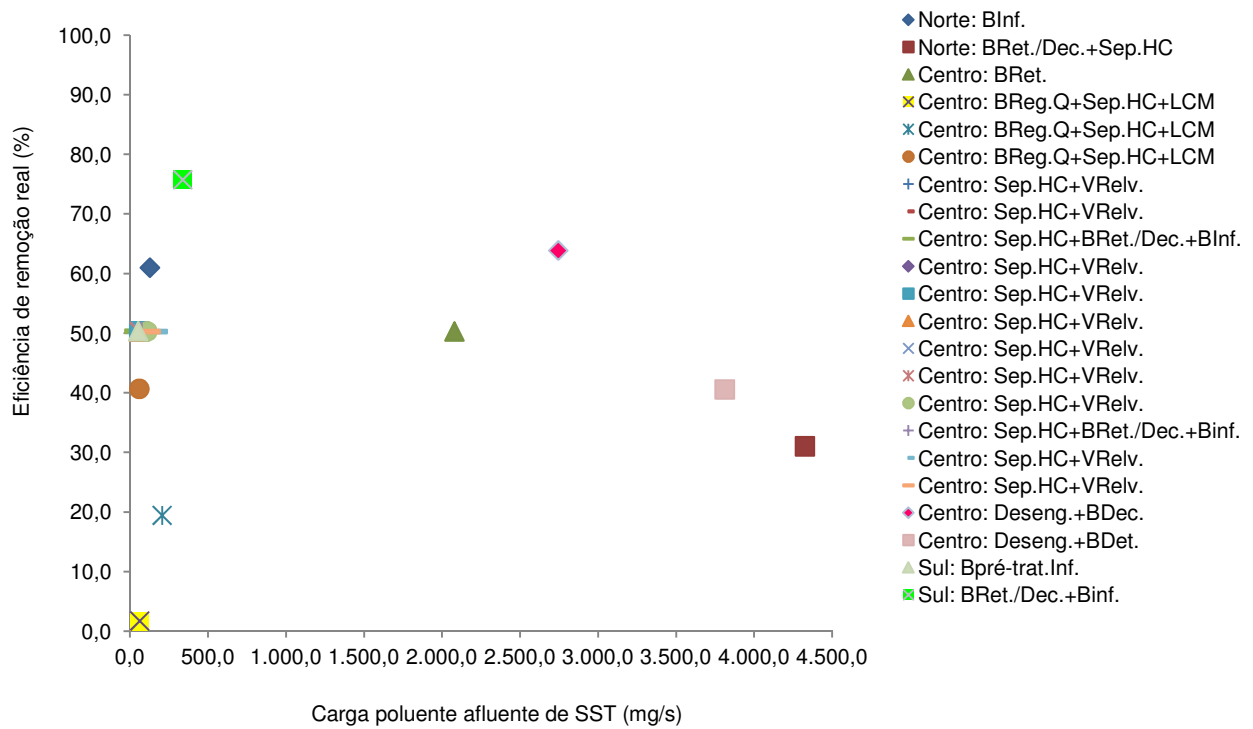


Figura 5.7 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: SST

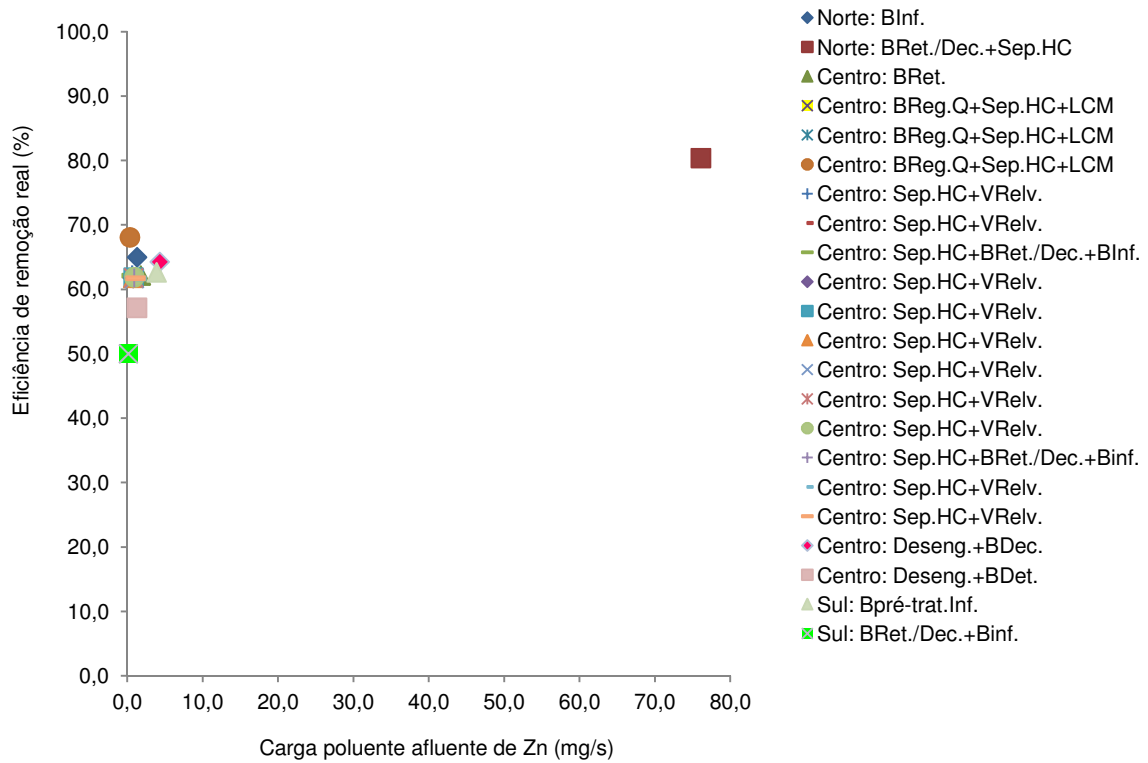


Figura 5.8 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluente, por sistema de tratamento: Zn

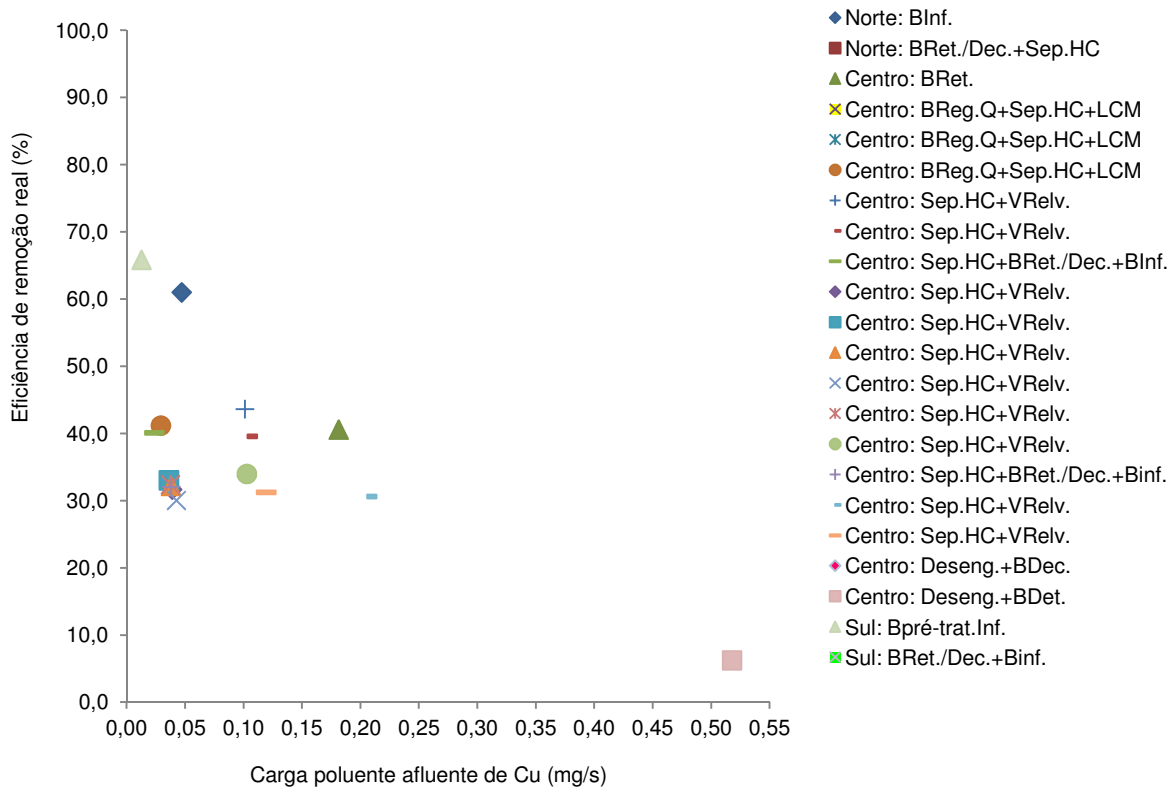


Figura 5.9 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluyente, por sistema de tratamento: Cu

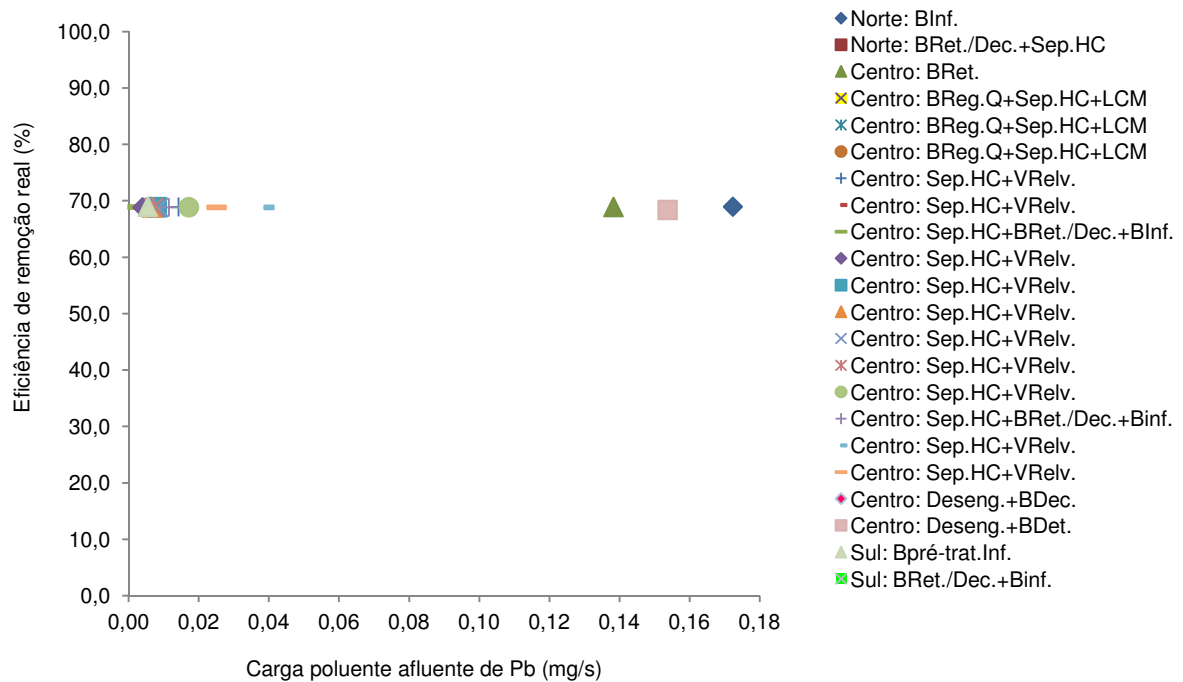


Figura 5.10 – Eficiência de remoção real em função da carga poluente afluyente, por sistema de tratamento: Pb

Analisou-se também a relação entre a eficiência de remoção real dos vários poluentes e a precipitação média anual, conforme a Figura 5.11.

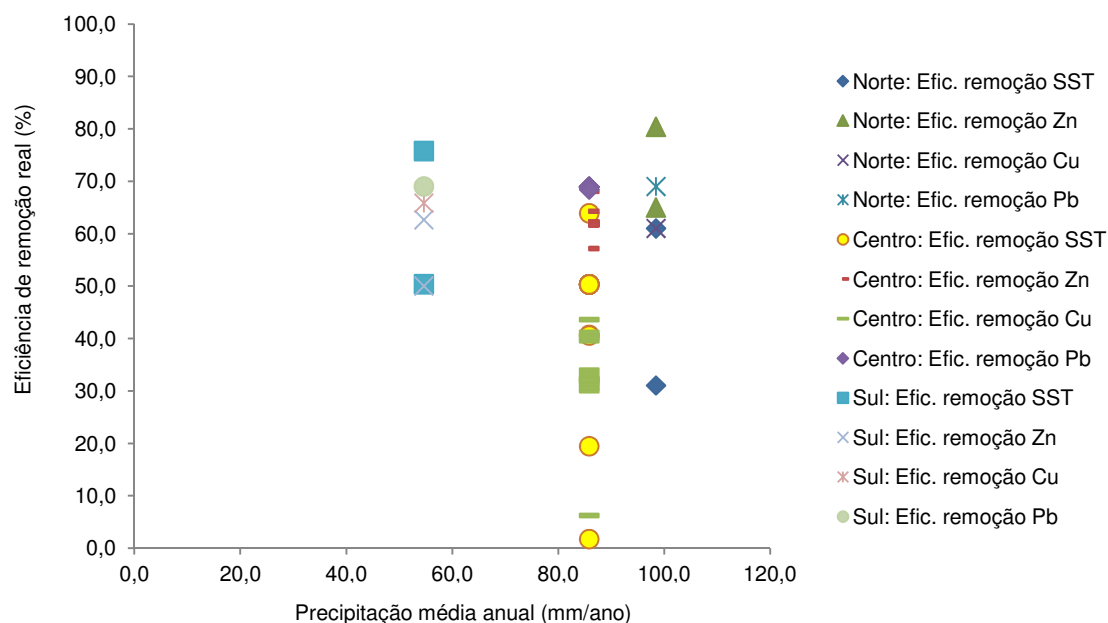


Figura 5.11 – Eficiência de remoção real em função da precipitação média anual

No Quadro 5.7 encontram-se os resultados dos custos (de investimento e manutenção) dos sistemas de tratamento, e do TMD anual para a extensão de traçado em estudo.

Quadro 5.7 – Custos (investimento e manutenção) e tráfego médio diário anual

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Custos		TMD anual
			Investimento (€/sistema)	Manutenção (€/ano/sistema)	
IP4 – Vila Real	-	Bacia de detenção húmida/infiltração	8 321.41	416.07	6 000
A24 – Vila Pouca de Aguiar	Sublanço E1	Bacia de retenção/decantação+ Separador de HC	6 721.47	336.07	5 269
A1 – Fátima	Torres Novas – Fátima	Bacia de retenção	153 276.14	7 663.81	30 299
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 1	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ LCM	117 828.00	5 891.40	18
	Lote 2	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ LCM	118 347.00	5 917.35	31

Localização	Sublanço; Lote; ST	Sistema de tratamento	Custos		TMD anual
			Investimento (€/sistema)	Manutenção (€/ano/sistema)	
IC1 – Mira/Aveiro	Lote 3	Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+ LCM	115 445.00	5 772.25	11
A17 – Lanço Louriçal/Quiaios	ST1-D	Separador de HC+Vala relvada	5 923.41	296.17	72
	ST1-E	Separador de HC+Vala relvada	5 947.00	297.35	75
	ST2	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	22 026.62	1 101.33	290
A17 – Lanço Quiaios/Mira	Quiaios/Tocha (ST1)	Separador de HC+Vala relvada	6 011.28	300.56	43
	Quiaios/Tocha (ST2)	Separador de HC+Vala relvada	6 168.39	308.42	81
	Quiaios/Tocha (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	6 184.09	309.20	84
	Quiaios/Tocha (ST4)	Separador de HC+Vala relvada	6 278.33	313.92	104
	Quiaios/Tocha (ST5)	Separador de HC+Vala relvada	6 136.26	306.81	71
	Quiaios/Tocha (ST6)	Separador de HC+Vala relvada	6 070.48	303.52	68
	Tocha/Mira (ST1)	Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	25 532.55	1 276.63	385
	Tocha/Mira (ST2)	Separador de HC+Vala relvada	6 264.74	313.24	82
	Tocha/Mira (ST3)	Separador de HC+Vala relvada	6 062.43	303.12	40
A23 – Covilhã Norte	-	Desengordurador+Bacia de decantação	3 335.43	166.77	301
IP6 – Peniche	-	Desengordurador+Bacia de detenção	1 875.76	93.79	6 539
A6 – Borba	Estremoz-Borba	Bacia de pré-tratamento/ infiltração	6 263.47	313.17	2 918
A22 – Lanço Guia-Alcantarilha	-	Bacia de retenção/ decantação+Bacia de infiltração	170 000.00	437.00	18 563

Analisou-se a relação entre os custos de investimento com a precipitação média anual, a área drenante e o TMD, conforme as Figuras 5.12 a 5.14.

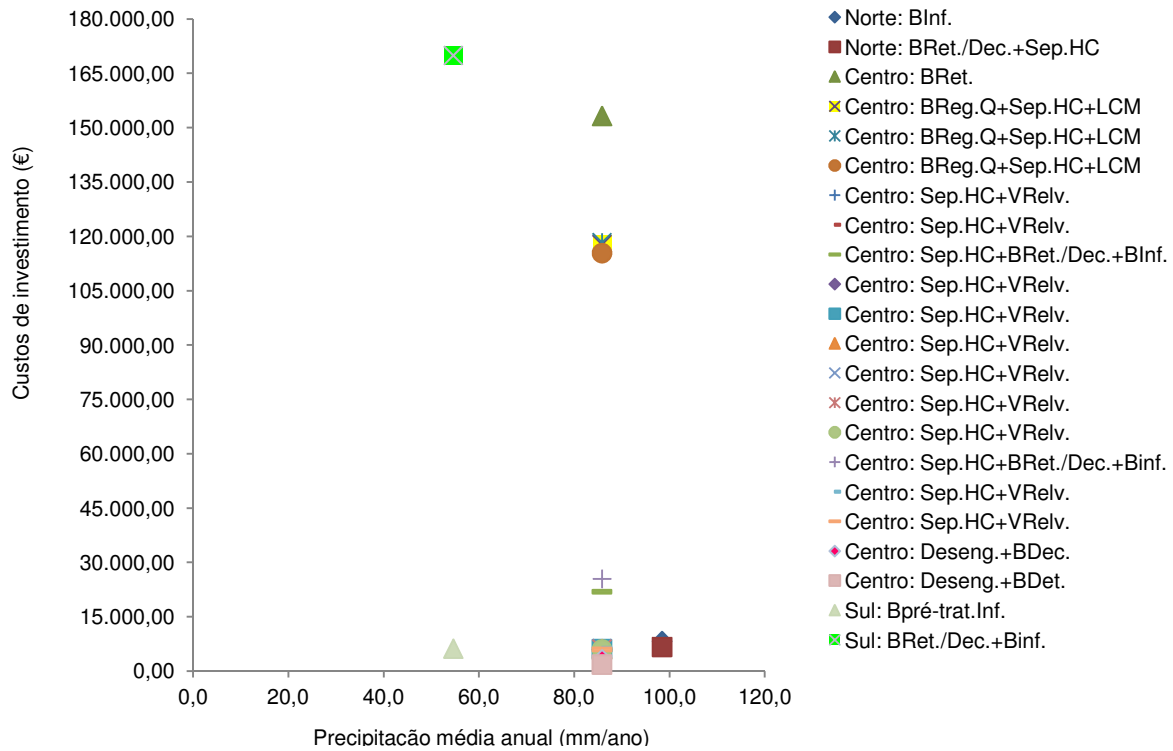


Figura 5.12 – Custos de investimento em função da precipitação média anual

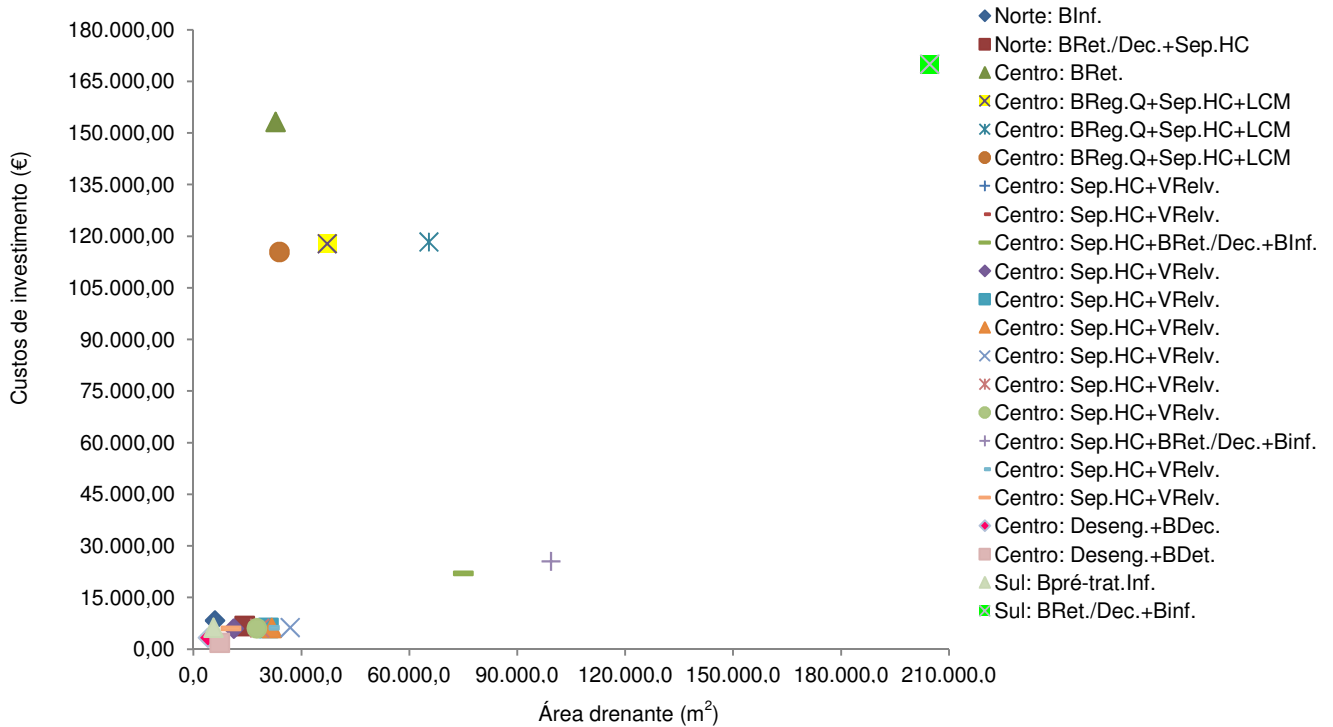


Figura 5.13 – Custos de investimento em função da área drenante

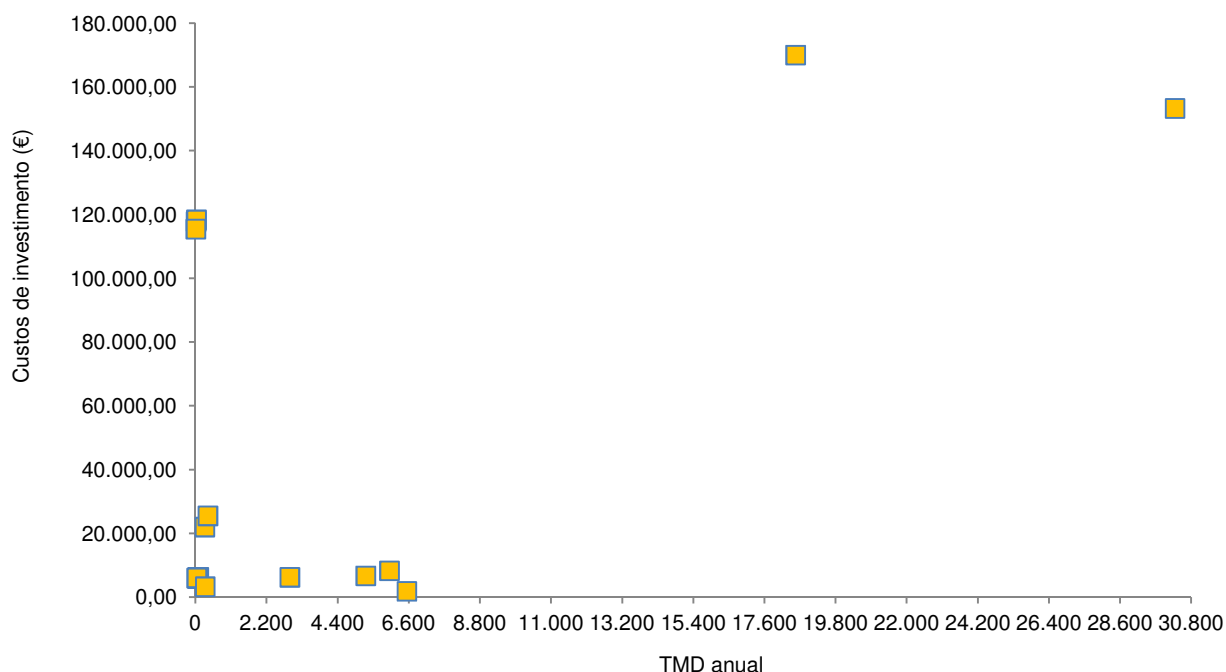


Figura 5.14 – Custos de investimento em função do tráfego médio diário anual

A relação entre a eficiência de remoção real e os custos de investimento e TMD anual é apresentada no Quadro 5.8 e ilustrada nas Figuras 5.15 e 5.16, respectivamente. Os sistemas de tratamento com a mesma tecnologia foram agrupados, sendo que os respectivos custos de investimento, TMD anual e eficiência de remoção real para os vários poluentes foram obtidos pela média dos valores.

Quadro 5.8 – Custos de investimento, tráfego médio diário anual e eficiência de remoção real, para os sistemas de tratamento agrupados por tecnologia

Sistema de tratamento	Custos de investimento (€/sistema)	TMD anual	Eficiência de remoção real (%)			
			SST	Zn	Cu	Pb
Bacia de detenção húmida/infiltração; Bacia de pré-tratamento/infiltração	7 292.44	4.459	55.67	63.83	63.42	69.01
Bacia de retenção/decantação+Separador de HC; Desengordurador+Bacia de decantação; Desengordurador+Bacia de detenção	3 977.55	4.036	45.17	67.27	6.25	68.42
Bacia de retenção	153 276.14	30.299	50.33	62.17	40.59	68.94
Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+Leito construído de macrófitas	117 206.67	20	20.62	68.09	41.17	
Separador de HC+Vala relvada	6 104.64	72	50.32	61.87	33.83	68.90
Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	23 779.59	338	50.32	61.97	36.06	68.91
Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração	170 000.00	18.563	75.76	50.00		

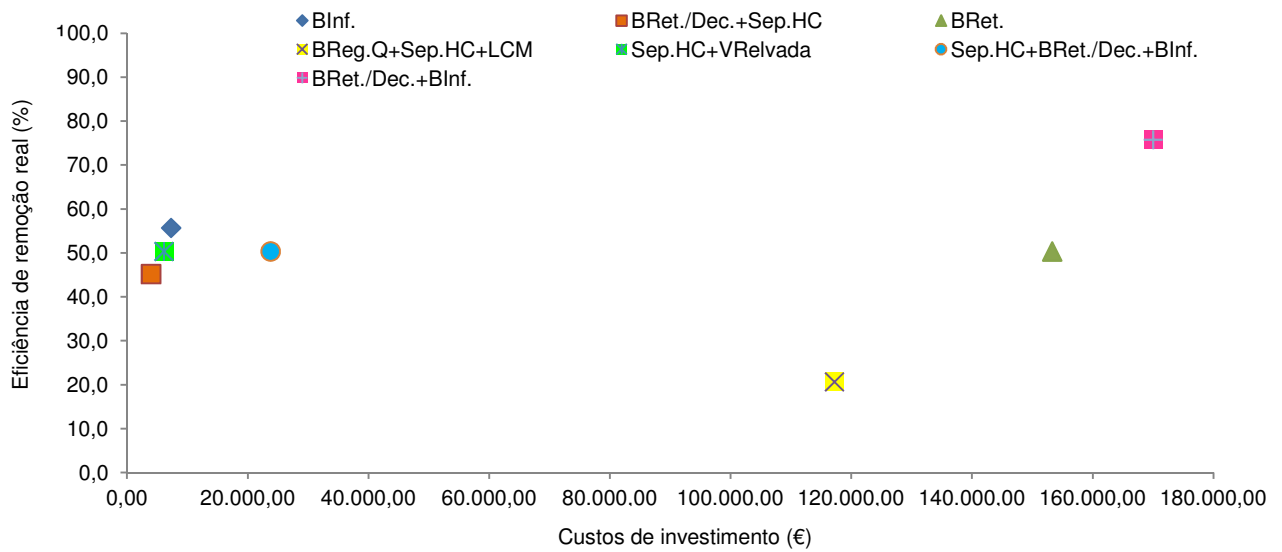


Figura 5.15 – Eficiência de remoção real em função dos custos de investimento

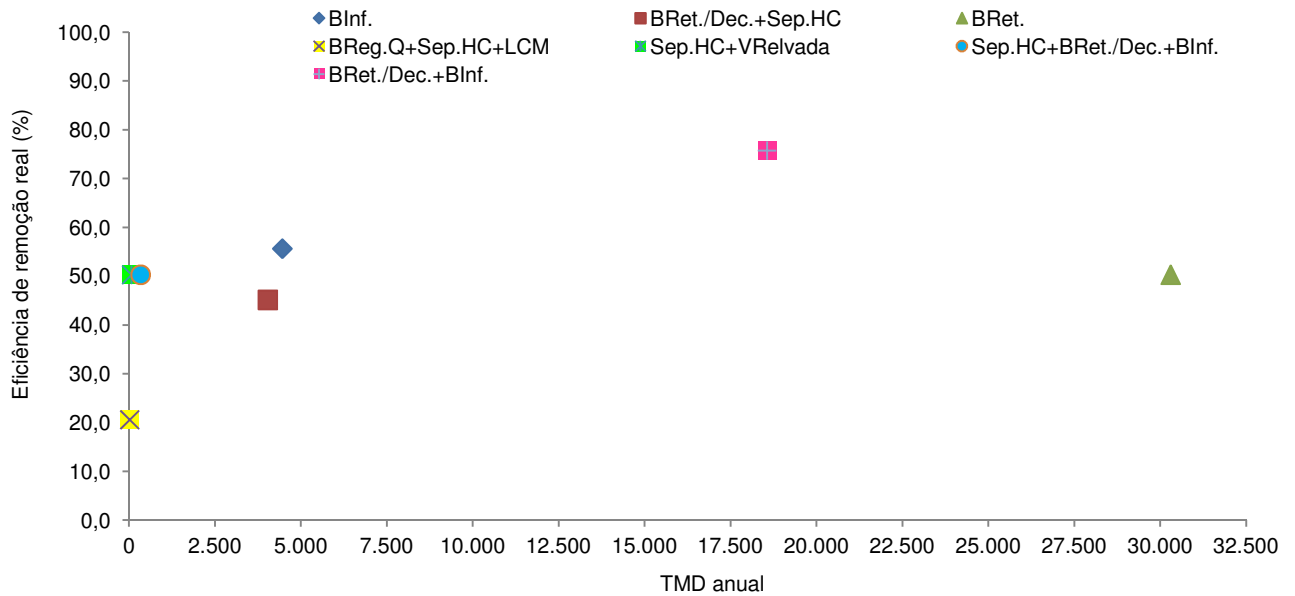


Figura 5.16 – Eficiência de remoção real em função do tráfego médio diário anual

5.5 Análise comparativa dos resultados

A análise comparativa refere-se às seguintes inter-relações:

- Precipitação média anual característica da região / área drenante / caudal médio afluente no período de monitorização;
- Caudal médio afluente no período de monitorização / concentrações poluentes / cargas poluentes;
- Eficiência de remoção real / eficiência de remoção teórica;
- Eficiência de remoção real / caudal afluente no período de monitorização / cargas poluentes afluentes;
- Eficiência de remoção real / precipitação média anual;
- Custos de investimento e custos de manutenção / precipitação média anual / área drenante / TMD anual / eficiência de remoção real.

Analisando o Quadro 5.4 constata-se, embora de forma pouco significativa, que o **caudal médio afluente** aos sistemas de tratamento decresce com a redução da precipitação média (região Norte para a região Sul). Pela análise da Figura 5.1 também se verifica que o aumento da eficiência de remoção real não está directamente relacionado com o aumento do caudal, sendo que a maior eficiência de remoção real dos parâmetros SST, Cu e Pb, corresponde a menores valores de caudal, enquanto que a maior eficiência de remoção real do parâmetro Zn corresponde a um maior valor de caudal.

Analisando a **carga poluente** (reflectindo o caudal e a concentração) com a **eficiência de remoção real** constata-se, pelos Quadros 5.5 e 5.6 e pelas Figuras 5.2 a 5.6, que a eficiência de remoção não está directamente relacionada com a carga poluente. Contudo, analisando por sistema de tratamento, e conforme ilustrado pelas Figuras 5.7 a 5.10, verifica-se que:

- A **maior eficiência de remoção de SST** corresponde ao sistema de tratamento da A22 (Sul), constituído por **bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração**, e a menor eficiência de remoção corresponde ao sistema de tratamento dos Lotes 1 e 2 do IC1 (Centro), constituído por separador de HC+bacia reguladora de caudal+leito construído de macrófitas;
- A **maior eficiência de remoção de Zn** corresponde ao sistema de tratamento da A24 (Norte), constituído por **bacia de retenção/decantação+separador de HC**, e a menor eficiência de remoção corresponde ao sistema de tratamento da A22 (Sul), constituído por bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração;
- A **maior eficiência de remoção de Cu** corresponde ao sistema de tratamento da A6 (Sul), constituído por **bacia de pré-tratamento/infiltração**, e a menor eficiência de remoção corresponde ao sistema de tratamento do IP6 (Centro), constituído por desgordurador+bacia de detenção;

- **A eficiência de remoção de Pb é idêntica para os vários sistemas de tratamento.** Isto deve-se ao facto de existirem casos de estudo em que o limite de quantificação é o mesmo para a concentração afluente e efluente, pelo que a eficiência é nula, outros casos em que a concentração efluente é superior à concentração afluente, resultando eficiência negativa, e dois casos com valores passíveis de cálculo (constantes da Figura 5.1). Como a ordem de grandeza dos valores de caudal é muito idêntica, resultam valores idênticos de eficiência de remoção real (Figura 5.6).

Analisando a eficiência de remoção real com a eficiência de remoção teórica (Quadro 5.6), verifica-se que a avaliação da eficiência global é, em geral, negativa (-), ou seja, a eficiência de remoção real é inferior à eficiência de remoção teórica, pelo que existe um défice de eficiência de tratamento, à excepção do Zn no caso da A24 e do IC1 (Lote 3), em que a eficiência de remoção real excede a eficiência de remoção teórica.

O facto da avaliação da eficiência global ser negativa pode justificar-se pela análise efectuada incidir na situação mais desfavorável (escolha do maior valor de concentração afluente e efluente), verificando-se ainda valores de concentração afluente inferiores aos valores de concentração efluente. Tal pode dever-se à várias situações: ocorrência de eventos menos chuvosos; o caudal não ser uniforme na distribuição do efluente no interior da bacia; elevada velocidade afluente à bacia; os colectores de entrada e saída poderem encontrar-se à mesma cota e criar um processo de refluxo de água. Não obstante as constatações anteriores, verifica-se que tendencialmente a concentração efluente de poluentes encontra-se abaixo dos limites impostos pela legislação vigente (subcapítulo 3.2.2.2), para os vários sistemas de tratamento.

Analisando a **eficiência de remoção real** dos poluentes com a **precipitação média anual** constata-se, pela Figura 5.11, que para o mesmo valor de precipitação, ou seja, para a mesma região, e para o mesmo poluente, os valores de eficiência de remoção real variam, não mostrando estes dois parâmetros uma relação directa, evidenciando que **o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento**. Sucede o mesmo comparando a eficiência de remoção real de um mesmo poluente com os valores de precipitação das três regiões.

Analisando os **custos de investimento** dos sistemas de tratamento, com base no Quadro 5.7, verifica-se que os custos mais elevados correspondem aos seguintes sistemas de tratamento: bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração, bacia reguladora de caudal+separador HC+leito construído de macrófitas, bacia de retenção. **O menor custo de investimento está associado a: desengordurador/separador de HC+bacia de detenção/decantação, separador de HC+vala relvada.** No que concerne aos **custos de manutenção** dos sistemas de tratamento, com base no Quadro 5.7, verifica-se que os custos mais elevados correspondem aos seguintes sistemas de

tratamento: bacia de retenção, bacia reguladora de caudal+separador HC+leito construído de macrófitas, separador de HC+bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração. **O menor custo de manutenção está associado a: desengordurador/separador de HC+bacia de detenção/decantação, separador de HC+vala relvada**, correspondendo aos sistemas de tratamento que se caracterizam também por menor custo de investimento.

Analisando os **custos de investimento** com a **precipitação média anual** constata-se, pela Figura 5.12, que para o mesmo valor de precipitação, ou seja, para a mesma região, os custos de investimento variam, não mostrando estes dois parâmetros uma relação directa, evidenciando que **o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento**. A mesma conclusão é obtida comparando, para a mesma tecnologia de sistemas de tratamento, os custos de investimento com os valores de precipitação das três regiões, em que os custos são idênticos independentemente da precipitação.

Analisando os **custos de investimento** com a **área drenante** constata-se, pela Figura 5.13, que para valores idênticos de área drenante, os custos de investimento variam, não mostrando estes dois parâmetros uma relação directa, evidenciando que **o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento**. A mesma conclusão é obtida comparando os custos de investimento com a área drenante, para a mesma tecnologia de sistemas de tratamento, verificando-se que os custos são idênticos independentemente da área drenante.

Analisando o **TMD anual** dos troços de estrada em estudo com as **concentrações de poluentes** afluentes aos sistemas de tratamento, com base nos Quadros 5.5 e 5.7, **não se verifica uma relação directa**, não obstante o TMD anual ser uma das variáveis utilizadas para a previsão do incremento de poluentes no meio receptor resultante do tráfego rodoviário (conforme se apresenta no Anexo 1 – Metodologias de previsão das características das águas de escorrência de estradas).

Há vários factores que influenciam a concentração dos poluentes nas AEE. O TMD pode ser um factor fundamental, mas a existência de precipitação precedente à recolha de amostras, o estado de conservação do sistema de drenagem e tratamento, bem como o estado de ocupação dos solos adjacentes, pode ter influência nas concentrações dos parâmetros a analisar.

Analisando os **custos de investimento com o TMD anual**, com base no Quadro 5.7 e na Figura 5.14, constata-se que para valores idênticos de TMD anual, os custos de investimento variam, não mostrando estes dois parâmetros uma relação directa, evidenciando que **o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento**. A mesma conclusão é obtida comparando valores idênticos de custos de investimento com o TMD anual.

Relacionando as variáveis principais - **eficiência de remoção real de poluentes, custos de investimento e TMD anual – agrupando os sistemas de tratamento por tecnologia**, de acordo com o Quadro 5.8 e as Figuras 5.15 e 5.16, verifica-se para valores idênticos de eficiência de remoção real, os custos de investimento variam, evidenciando que **o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento**, mostrando também que a maior eficiência de remoção de poluentes (tendencialmente SST) corresponde ao sistema de tratamento bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração, mas também é a este sistema que corresponde o maior custo de investimento. **Os menores custos de investimento estão associados a: bacia de retenção/decantação+separador de HC (desengordurador+bacia decantação/detenção), separador de HC+vala relvada, bacia de infiltração.** Mais uma vez **não se observa uma relação directa entre a eficiência de remoção real de poluentes e o TMD.**

5.6 Análise de casos a nível internacional

5.6.1 Considerações gerais

Nos subcapítulos seguintes apresentam-se três tecnologias de tratamento de AEE, a nível internacional, com base na classificação das melhores estratégias de gestão (conforme descrito no subcapítulo 2.8) e correspondentes às tecnologias analisadas nos casos de estudo a nível nacional: valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração.

Os casos apresentados reportam às seguintes localizações: Austin – Texas; Aarhus, Silkeborg e Odense – Dinamarca; Ligação Neufchâtel-en-Bray/Amiens – França; Eslovénia; Noruega; Canadá; Japão; Suécia; Reino Unido.

5.6.2 Valas relvadas

A tecnologia por valas relvadas é classificada como a melhor estratégia de gestão (classificação A+), de acordo com LEITÃO *et al.* (2005) e TAYLOR e BARRETT (2004).

Um estudo realizado por BARRETT *et al.* (1998), na Universidade do Texas, Austin, mostra que as águas de escorrência de muitas estradas rodoviárias no Texas e em outras áreas, descarregam para valas vegetativas/relvadas, paralelamente à estrada. Deste modo, este estudo investigou a capacidade das valas relvadas para o tratamento de águas de escorrência. Os autores procederam à monitorização em duas valas relvadas nas principais estradas rodoviárias (incluindo nos taludes das valas), para documentar a eficiência de remoção de poluentes, verificando que as valas foram projectadas exclusivamente para escoamento de água pluvial, diferindo em inclinação, tipo de vegetação, tráfego diário e área drenante. Concluíram que as eficiências de remoção nas valas eram

notavelmente semelhantes e elevadas, comparando com as eficiências observadas nos sistemas estruturais, tais como sistemas de sedimentação/filtração (superior a 85 % de remoção de sólidos em suspensão).

5.6.3 Bacias de detenção

Vários casos inerentes a bacias de detenção foram estudados por WIUM-ANDERSEN (2012). Este autor investigou os impactes potenciais das águas de escorrência no meio receptor, a eficiência das bacias de detenção e a combinação com tratamento terciário.

Em 2007 foi levado a cabo um projecto de monitorização de três bacias de detenção, cada uma localizada em cidades distintas na Dinamarca: Aarhus, Silkeborg e Odense. As intensivas campanhas de monitorização das três bacias revelaram concentrações similares e elevadas de metais pesados (Cu, Zn e Pb). Por esse motivo, foram equacionadas tecnologias adicionais de tratamento, as quais consistiram na adopção de um sistema de filtração por areia, seguido da adição de alumínio à água de escorrência. O efluente monitorizado evidenciou um decréscimo significativo dos poluentes.

5.6.4 Bacias de infiltração

A adopção de uma bacia de infiltração associada a outra tecnologia a montante, em particular, bacia de retenção/decantação, é uma prática usualmente adoptada visando a eficiência de remoção de SST. De acordo com SETRA (2005), a conjugação destas duas tecnologias foi aplicada em França, na auto-estrada A29 (secção Neufchâtel-en-Bray – Amiens), não se encontrando contudo resultados de monitorização.

Um estudo realizado por BULC e SLAK (2003), na Eslovénia, mostrou a eficiência de tratamento associada a bacias de infiltração. Na primavera de 2001, um sistema piloto foi criado numa secção de auto-estrada a nordeste-sudoeste, na Eslovénia, projetado para um caudal de ponta de 11.75 l/s e 0.75 ha de área drenante. O sistema consistia numa bacia de decantação cobrindo uma área de 36 m² e uma bacia de infiltração de 85 m². A bacia de infiltração foi preenchida com areia média e plantada com cana. A eficiência de remoção do sistema foi avaliada de verão para o outono de 2001, evidenciando elevadas eficiências de remoção – a eficiência obtida para os sólidos suspensos e sedimentáveis foi de 69 % e 97 %, respectivamente. Os metais pesados, tais como Cu, Zn, Cd, Ni e Pb, obtiveram uma eficiência de remoção de mais de 90 %.

De acordo com HEALY *et al.* (2008), as bacias de infiltração permitem controlar os poluentes presentes nas águas de escorrência, tais como, SST, matéria orgânica, metais pesados e sais (orgânicos e inorgânicos). Embora a sedimentação para a remoção de SST seja um processo

determinante no tratamento de águas de escorrência, mostra-se de difícil remoção das formas solúveis dos metais pesados (fracção dissolvida). Por este motivo, estruturas para o pré-tratamento, como separadores de hidrocarbonetos/desengorduradores, filtros de areia e bacias de decantação, devem fazer parte integrante de sistemas de tratamento por bacia de infiltração.

Na sequência da monitorização de sistemas de tratamento localizados na Noruega, Eslovénia, Canadá, Japão, Suécia e Reino Unido, a análise das concentrações afluentes e efluentes (considerando a situação mais desfavorável – a maior concentração afluente e efluente) resultou nas eficiências de remoção real de SST e metais pesados apresentadas no Quadro 5.9.

Quadro 5.9 – Eficiências de remoção real em sistemas de tratamento a nível internacional (adaptado de HEALY *et al.*, 2008)

Localização	Sistema de tratamento	Eficiência de remoção real (%)			
		Cu	Pb	Zn	SST
Noruega	Bacia de decantação	67.7	80.6	69.6	89.3
Eslovénia	Bacia de decantação+Bacia de infiltração	97.8	94.1	99.4	73.8
Canadá	Bacia de infiltração	89.5	68.2	-31.5	-1.093.5
Japão	Bacia de decantação	75.5	13.2	76.2	92.2
Suécia	Bacia de detenção	58.8	65.6	83.8	78.3
Reino Unido	Bacia	62.5	14.0	77.4	

Analisando o Quadro 5.9 verifica-se que a maior eficiência de remoção de metais pesados está associada a um sistema de tratamento constituído por bacia de decantação+bacia de infiltração, e a maior eficiência de remoção de SST está associada à tecnologia da bacia de decantação.

5.7 Proposta da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de águas de escorrência, visando a exportabilidade e generalização

A abordagem metodológica adoptada na presente dissertação, para a análise de casos e resultados relativos a sistemas de tratamento de AEE, não se restringe a Portugal, não obstante ter sido baseada em casos de estudo a nível nacional, assentando numa percepção holística. Por esse motivo, procedeu-se à comparação das conclusões obtidas para soluções fora do campo de Portugal, por meio da análise de casos a nível internacional (Texas, Dinamarca, França, Eslovénia, Noruega, Canadá, Japão, Suécia e Reino Unido), baseando-se em três tecnologias de tratamento de AEE, com base na classificação das melhores estratégias de gestão (A+, A- e B) e correspondentes às tecnologias analisadas nos casos de estudo a nível nacional: valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração.

A solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de AEE é aquela que responde às seguintes condições:

- Remoção da carga poluente associada quer à fracção particulada quer à fracção dissolvida - parte dos poluentes veiculados, nomeadamente os metais pesados, encontram-se na fracção dissolvida na seguinte percentagem: Cu – 70 %, Zn – 57 %, Pb – 21 %.
- O sistema de tratamento deverá depender do contacto com matéria orgânica – a maioria dos poluentes prioritários são fixados pela matéria orgânica, de modo que o sistema de tratamento deverá depender do contacto com matéria orgânica, podendo resultar de turfa ou da presença de vegetação e dos seus resíduos.
- Baixa complexidade - inexistência de equipamentos de operação e controlo que necessitem do recurso ao consumo de energia, ou providos de equipamentos mecânicos complexos.
- Baixos custos de investimento/construção.
- Baixos custos de manutenção/operação - as necessidades de manutenção caracterizam-se por baixas frequências de operações de manutenção, semelhantes às necessárias para as outras estruturas hidráulicas (colectores, passagens hidráulicas, entre outros).
- Sistema passivo - não necessitando (ou mínimo) do consumo de energia ou actividades de operador enquanto se encontra em funcionamento.
- Minimização da área ocupada - reduzindo ao mínimo os custos de expropriação de terrenos, o que implica o dimensionamento do sistema para condições limites de funcionamento.
- Eficaz integração paisagística.

Deste modo, com base na análise comparativa dos resultados (Capítulo 5.5), apresenta-se no Quadro 5.10 a análise global dos sistemas de tratamento, tendo em conta as duas variáveis mais centrais: eficiência de remoção real de poluentes e custos (de investimento e manutenção). A análise é realizada sequenciando os sistemas de tratamento associados à maior eficiência de remoção real e menores custos (de investimento e manutenção), por ordem decrescente.

Quadro 5.10 – Análise global dos sistemas de tratamento, visando a eficiência e os custos

Crítérios de comparação	Poluentes	Sistema de tratamento
Maior eficiência de remoção real (%)	SST	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração ▪ Bacia de infiltração ▪ Bacia de retenção / Separador de HC+Vala relvada / Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração
	Zn	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Separador de HC+Bacia reguladora de caudal+Leito construído de macrófitas ▪ Bacia de retenção/decantação+Separador de HC ▪ Bacia de infiltração ▪ Bacia de retenção ▪ Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração ▪ Vala relvada
	Cu	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bacia de infiltração ▪ Vala relvada
	Pb	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Idênticos
Menor custo de investimento e custo de manutenção (€)	-	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bacia de retenção/decantação+Separador de HC ▪ Vala relvada

Com base na análise do Quadro 5.10 e, atendendo a que a escolha do sistema de tratamento de AEE mais eficiente/sustentável, no real conceito de sustentabilidade, reúne as três vertentes [desenvolvimento Ambiental (A), Económico (E) e Social (S)], definiram-se os seguintes pressupostos, identificados com as letras que assim se correlacionam com o desenvolvimento sustentável (A, E, S):

- A1) Considerando que a eficiência de remoção real dos poluentes, calculada a partir das cargas poluentes, das concentrações e obtida por correlação com o caudal (através das equações 5.3 e 5.4, e da Figura 5.1, respectivamente), teve em conta a situação mais desfavorável (a maior carga poluente/concentração afluente e efluente ao sistema de tratamento), obtendo-se resultados de eficiência de remoção real mais desfavoráveis;
- AS1) Considerando que não obstante a constatação anterior, a concentração efluente de poluentes garante os limites impostos pela legislação vigente (para os vários usos do meio receptor, conforme apresentado no subcapítulo 3.2.2.2);
- A2) Considerando que para vários sistemas de tratamento se obteve uma avaliação da eficiência global negativa, verificando-se valores de concentração afluente inferiores aos valores de concentração efluente, tal pode dever-se a três situações características da tecnologia por bacias: o caudal não ser uniforme na distribuição do efluente no interior da bacia, elevada

velocidade afluente à bacia, os colectores de entrada e saída poderem encontrar-se à mesma cota e criar um processo de refluxo de água;

- AES1) Considerando que de acordo com o estudo de TAYLOR e BARRETT (2004), as tipologias de tratamento consideradas adequadas à realidade portuguesa são exactamente as três melhores estratégias de gestão – valas relvadas, bacias de retenção e estruturas de infiltração (conforme descrito no subcapítulo 2.8);
- A3) Considerando que numa análise holística dos casos a nível internacional, as tecnologias mais eficientes são valas relvadas e bacia de decantação+bacia de infiltração;
- A4) Considerando que as tecnologias mais adoptadas/usuais a nível nacional são as mais conhecidas, como a bacia de retenção/decantação e a bacia de infiltração, mas que, entre outros aspectos, requerem uma maior gestão dos resíduos resultantes da exploração do sistema de tratamento (fase sólida - conforme descrito no subcapítulo 3.4.1);
- A5) Considerando que a adopção de uma bacia de infiltração associada a outra tecnologia a montante, em particular, bacia de retenção/decantação, é uma prática usualmente requerida visando a eficiência de remoção de SST;
- E1) Considerando que o número de horas de manutenção média anual é superior para as tecnologias bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração (80 + 89 horas, respectivamente), comparativamente com a tecnologia por valas relvadas (116 horas), de acordo com o Quadro 2.20;
- E2) Considerando que o sistema de tratamento deve ter uma baixa complexidade e ser um sistema passivo, pela inexistência de equipamentos de operação e controlo que necessitem do recurso ao consumo de energia, ou providos de equipamentos mecânicos complexos, e não necessitando de actividades de operador enquanto se encontra em funcionamento;
- E3) Considerando que o sistema de tratamento deve ter baixos custos, quer de investimento/construção quer de manutenção/operação;
- E4) Considerando que o sistema de tratamento deve garantir a minimização da área ocupada, reduzindo ao mínimo os custos de expropriação de terrenos, o que implica o dimensionamento do sistema para condições limites de funcionamento;
- S1) Considerando que a minimização da expropriação de terrenos reduz a incomodidade da população afectada (proprietários) e, conseqüentemente, previne o decréscimo da sua qualidade de vida;
- A6) Considerando que o sistema de tratamento deve assegurar uma eficaz integração paisagística;

Conclui-se que a solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de AEE e que permite a exportabilidade e generalização, é a tecnologia por **valas relvadas**.

Classificada como a melhor estratégia de gestão (classificação A+), de acordo com LEITÃO *et al.* (2005) e TAYLOR e BARRETT (2004), as valas relvadas são relativamente baratas, a eficiência é idêntica para vários constituintes e não requerem manutenção especializada. São inseridas no acompanhamento dos taludes ou margens da própria via rodoviária, pelo que são menos exigentes em questões de espaço, comparativamente a outra tecnologia. Outra vantagem é não haver necessidade, como no caso das bacias, de alterar o projecto de drenagem de forma a fazer convergir uma extensão determinada da drenagem da estrada para determinado ponto único (entrada da bacia) uma vez que é simples construir-se várias valas relvadas. É ainda de salientar a capacidade de regeneração que a mistura de vegetação apresenta, uma vez que as espécies herbáceas propostas (conforme apresentado no subcapítulo 3.4.5) poderão secar no período do Verão, perante a ausência de água nas valas relvadas, não constituindo assim problema devido à capacidade da vegetação se renovar quando começarem as primeiras chuvas.

Deste modo, visando a optimização de sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, reunindo as condições de sustentabilidade (ambiental, económica e social) e exportabilidade, a proposta da solução mais eficiente é um sistema de tratamento que permita a remoção de hidrocarbonetos, óleos e gorduras, SST e metais pesados – separador de hidrocarbonetos e vala relvada – sendo que o separador de hidrocarbonetos deverá ter câmara de decantação para finos (incluindo areias).

No que concerne à gestão dos resíduos - a fase sólida do sistema de tratamento, apenas resultam hidrocarbonetos (óleos e gorduras) e areias, que deverão ser geridos conforme descrito no subcapítulo 3.4.1.

6. CONCLUSÕES. SUGESTÕES PARA PROSSEGUIMENTO DO ESTUDO

6.1 Conclusões

O presente trabalho de investigação foi dedicado ao estudo da optimização dos sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, em função de vários critérios. Para o efeito, entendeu-se que a investigação deveria satisfazer os seguintes objectivos específicos:

- Síntese do estado actual dos conhecimentos sobre sistemas de tratamento de AEE.
- Fundamentação, descrição, critérios de dimensionamento e eficiência dos sistemas de tratamento disponíveis.
- Avaliação de sistemas de tratamento de AEE em função de vários critérios, aplicando às zonas Norte, Centro e Sul do país:
 - zona geográfica e respectivas condições hidrológicas;
 - volume/caudal a tratar;
 - eficiência de remoção de poluentes;
 - tráfego médio diário anual;
 - custos (de investimento e manutenção) associados a cada sistema.
- Análise comparativa dos resultados, incluindo monitorização existente,

visando o contributo para proposta de regionalização da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de AEE (considerando todas as vertentes – ambiental/económica/social), numa percepção holística, aplicável noutros locais a nível generalizado, com a ideia da exportabilidade e, com a focalização na avaliação de impactes ambientais, na protecção dos meios hídricos/solo/ecossistemas e na correcta gestão das actividades inerentes ao projecto, construção, exploração, manutenção e monitorização dos sistemas de tratamento.

A metodologia adoptada para satisfazer os objectivos propostos baseou-se em pesquisa bibliográfica, recolha e análise de dados dos sistemas implantados a nível nacional (reflectindo as zonas Norte, Centro e Sul do país), avaliação dos sistemas de tratamento existentes em função dos critérios definidos, incluindo a análise de casos a nível internacional.

A água da chuva que lava estradas e autoestradas de óleos e componentes de combustíveis arrasta com ela poluentes que contaminam os solos adjacentes e recursos hídricos. Com a água que cai das nuvens são arrastados poluentes libertados pelas viaturas. Entre os poluentes mais comuns e preocupantes das águas de escorrência encontram-se os metais pesados - zinco (Zn), cobre (Cu), chumbo (Pb), cádmio (Cd), crómio (Cr) -, hidrocarbonetos, óleos e gorduras e partículas (sólidos suspensos totais – SST), que acabam por contaminar riachos, ribeiros e rios ou reservas subterrâneas e podem atingir o ser humano, porque os sistemas de tratamento da água para consumo não contemplam metais pesados (TEIXEIRA D'AZEVEDO, 2008).

As concentrações de poluentes nas águas de escorrência são geralmente mais elevadas no início da chuvada, fenómeno conhecido como o efeito do primeiro fluxo (*first flush*).

Segue-se à *Introdução*, o Capítulo 2 - *Revisão bibliográfica* - onde é apresentada a síntese da investigação respeitante ao estado actual dos conhecimentos sobre sistemas de tratamento de AEE. É feita a síntese dos impactes ambientais causados pelas estradas nos recursos hídricos, nas fases de projecto - construção e exploração; apresentam-se os poluentes gerados nas estradas e os estudos existentes; descrevem-se as variáveis que condicionam a qualidade das AEE; apresenta-se a previsão da qualidade; faz-se uma síntese dos principais estudos de monitorização de AEE (a nível nacional e internacional) e os principais poluentes; apresenta-se a avaliação dos sistemas de tratamento para o controlo da poluição; descrevem-se as melhores estratégias de gestão para o tratamento das AEE, incluindo a classificação, eficiência e características. Observou-se que:

- A emissão de poluentes na via rodoviária depende do tipo de pavimento da estrada, perfil longitudinal e transversal da via, produtos de combustão, perdas de líquidos de lubrificação, desgaste dos pneus, produtos resultantes da corrosão da carroçaria e do desgaste da pintura. A carga poluente nas águas de escorrência será uma função do tráfego médio diário (TMD), da qualidade do ar, dos ventos dominantes, da intensidade e duração da precipitação, do uso do solo na envolvente. As Figuras 6.1 e 6.2 ilustram o esquema das principais origens dos poluentes que integram as águas de escorrência, e o esquema com as principais componentes das viaturas que contribuem com poluentes, respectivamente.



Figura 6.1 – Esquema das principais origens dos poluentes que integram as águas de escorrência (fonte: FCT, 2011)



Figura 6.2 – Esquema com as principais componentes das viaturas que contribuem com poluentes (fonte: FCT, 2011)

- Embora se saiba quais as variáveis que interferem com a emissão de poluentes rodoviários e a sua acumulação e dispersão ou transporte no Ambiente, é difícil estabelecer relações entre todas as variáveis.
- Os EUA, um dos países que acumulou um maior número de dados de monitorização de estradas, conseguiram demonstrar (FHWA, 1987) que é muito difícil distinguir a influência das diversas variáveis que determinam a concentração de poluentes nas águas de escorrência das estradas, nomeadamente regime de precipitação, tipo de secção da estrada, proximidade a Portugal, TMD, velocidade média, tipo de pavimento, operações de manutenção, uso do solo da zona envolvente, período seco antecedente.
- As concentrações de Zn nas águas de escorrência superam largamente as de Cu e Pb ($Zn \gg Cu > Pb$), e o Cd tem valores quase sempre abaixo dos limites de detecção, bem como os HAP, para os casos estudados (LNEC, 2004).
- A proibição da comercialização na UE da gasolina com chumbo leva a que este parâmetro deixe de ser preocupante nas águas de escorrência. Contudo, apesar de se ter verificado um decréscimo considerável de chumbo nas águas de escorrência de estradas, a quantidade de chumbo emitida durante décadas continua presente nos solos envolventes. Se forem criadas condições ambientais que promovam a mobilidade do chumbo no solo corre-se o risco de contaminação das águas subterrâneas.
- As AEE em Portugal apresentam, na generalidade, características similares às observadas noutras AEE estudadas a nível internacional.
- De acordo com SHEERRINGTON (1998) *in* JAMES (1999), dificilmente uma estrada com menos de 15 000 veículos por dia pode causar danos, 15 000 a 30 000 veículos diários, causam alguma preocupação e as estradas que transportam mais de 30 000 podem causar impactes ambientais sérios. Contudo, em áreas vulneráveis, 15 000 veículos por dia, pode já constituir fonte assinalável de poluição.

- As metodologias de previsão das características das águas de escorrência correspondem aos modelos de DRIVER e TASKER (1990), DRISCOLL *et al.* (1990), e PREQUALE (previsão da qualidade das águas de escorrência). Estas metodologias são apresentadas no Anexo I. O modelo PREQUALE baseia-se, tal como o modelo de Driver e Tasker, numa equação multiparamétrica, em que as variáveis são: a área de drenagem, a percentagem de impermeabilização desta, o volume médio anual da chuvada com duração igual ao período de concentração da bacia e a precipitação média anual. Este modelo foi estabelecido para ser utilizado no território nacional, permitindo a monitorização de forma automática e contínua (ao longo do evento de precipitação).
- De acordo com FCT (2011), o projecto G-Terra através da monitorização de 6 casos de estudo (IP4, A1, A2, A6, A25 e IP6), entre 2002 e 2006, aprofundou o conhecimento sobre a qualidade das AEE em Portugal, permitindo apontar para um conjunto específico de poluentes que devem ser sempre atendidos. Os resultados do G-Terra associados a outros estudos efectuados no passado (BARBOSA, 1999; LEITÃO *et al.*, 2005; BARBOSA *et al.*, 2009), e com base na monitorização mais recente (A1, A3, A6, A25 e IP6) que originou o modelo PREQUALE, indicam que os poluentes rodoviários presentes de forma mais significativa e constante, em Portugal – por apresentarem concentrações mensuráveis e/ou superiores aos valores limite de emissão estipulados no Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98 – são os seguintes: Zn, Cu, Fe, SST e CQO. Contudo, BARBOSA *et al.* (2012), no âmbito de um estudo desenvolvido sobre aspectos relevantes que devem ser considerados na gestão sustentável das águas de escorrência, indicam que os poluentes que caracterizam as águas de escorrência e que devem ser objecto de monitorização são os seguintes: SST, metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni e Cr), CBO₅ e CQO, HAP, microrganismos patogénicos e nutrientes (N e P).
- Neste sentido, FIGUEIREDO (2011) dedicou-se ao estudo dos pontos críticos na caracterização físico-química das águas de escorrência de estradas, recorrendo ao estudo do caso Projecto G-Terra. Várias situações foram identificadas como críticas e susceptíveis de afectar depreciativamente os resultados da caracterização físico-química de AEE, salientando-se o número de amostras por evento amostrado, em número e período fixo, originando casos de eventos de precipitação subamostrados e consequentemente dados da caracterização não representativos e tendencialmente inflacionados, dada a propensão de concentrações de poluentes superiores ocorrerem no início dos eventos.
- A avaliação da poluição realizada no âmbito das estações experimentais do projecto POLMIT permitiu retirar a conclusão geral de que o tipo de solo e a hidrogeologia do local influenciam significativamente a migração da poluição, a par de outras condições como o padrão do tráfego e as condições meteorológicas. As características das águas subterrâneas como o pH, a dureza e a qualidade interferem com a mobilidade dos elementos, especialmente no caso dos metais pesados, uma vez que estas controlam a capacidade que o meio possui para formar colóides e determinam ainda a formação de possíveis espécies dominantes (móveis ou imóveis).

- Vários sistemas de tratamento foram projectados considerando períodos de retorno elevados, ou seja, para eventos extremos de precipitação. O aumento no volume dos sistemas corresponde a custos mais elevados, para aquisição de terrenos, construção e mesmo manutenção.
- O conceito de melhor estratégia de gestão impõe a necessidade de um equilíbrio correcto entre um projecto com os custos razoáveis, quer de construção quer de manutenção, e a capacidade de reduzir a poluição para um nível aceitável tendo como objectivo a protecção do meio receptor.
- De acordo com o estudo de TAYLOR e BARRETT (2004), as tipologias de tratamento consideradas adequadas à realidade portuguesa são exactamente as três melhores estratégias de gestão – valas relvadas, bacias de detenção e estruturas de infiltração (classificação A+, A- e B, respectivamente). As valas relvadas são canais com vegetação, baixos, que encaminham as águas de escorrência para o meio receptor, sendo os poluentes removidos por adsorção através das espécies herbáceas propostas (tipos de relva) e infiltração no solo.

Apresenta-se no Capítulo 3 - *Sistemas de tratamento: enquadramento, justificação, descrição e dimensionamento*, o enquadramento legal e normativo aplicado às águas de escorrência, ao efluente tratado, aos resíduos resultantes do tratamento de águas de escorrência e aos solos; a justificação e a descrição dos sistemas de tratamento (melhores estratégias de gestão) e, os critérios de dimensionamento dos sistemas de tratamento (melhores estratégias de gestão). De um modo sistematizado, as características das AEE e os potenciais impactes ambientais devem ser assumidos no planeamento, projecto, construção e exploração/manutenção das estruturas rodoviárias. Este facto é mais evidente quando as estradas interceptam meios ambientalmente sensíveis (zonas sensíveis). Nestas zonas pode aplicar-se a metodologia que foi citada na presente dissertação. No que concerne à eficiência dos sistemas de tratamento de águas de escorrência verificou-se que:

- A redução da carga de origem difusa veiculada para o meio receptor pode ser alcançada através de vários processos: remoção da carga poluente na origem recorrendo à limpeza do pavimento; aumento da infiltração, por valas e bacias de infiltração; gradagem e separador de hidrocarbonetos; escoamento superficial; lagoas de retenção; sistemas de tratamento biológicos convencionais; wetlands; filtros de areia e sistemas de filtração mistos.
- Os sistemas de tratamento por infiltração no solo são muito efectivos na remoção de metais pesados, ficando, normalmente, os metais retidos nos primeiros 50 cm, dos quais 95 % nos 15 cm superiores do solo (REED *et al.*, 1995). As concentrações obtidas no solo e na vegetação, ao fim de períodos dilatados não demonstram a ocorrência de acumulações tóxicas.
- As melhores estratégias de gestão, do ponto de vista da eficiência de remoção de poluentes das escorrências rodoviárias, são:
 - Vala relvada e bacia de infiltração - remoção de metais pesados (Cu, Zn, Pb);
 - Bacia de retenção/decantação - remoção de SST;
 - Separador de HC - remoção de HC.

- FHWA (1996a) permite estimar a qualidade do efluente final, definindo a eficiência de remoção de poluentes associada a diferentes tipologias de tratamento – melhores estratégias de gestão.
- O dimensionamento dos sistemas de tratamento é feito de acordo com o previsto no projecto de drenagem. Em geral, tem-se em consideração os seguintes critérios de dimensionamento:
 - Colectores da via rodoviária, valas laterais ou colector afluente ao sistema de tratamento, vala de macrófitas, gradagem, by-pass - período de retorno (T) de 50 anos e um tempo de concentração (t_c) de 10 minutos.
 - Caixa de recepção de caudal, separador de hidrocarbonetos, vala relvada - T = 2 anos, t_c = 10 minutos.
 - No caso das águas de escorrência que afluem à tecnologia por bacias, considera-se drenagem separativa, sendo que o dimensionamento é feito admitindo uma altura de precipitação (mm) recolhida do pavimento, uma vez que em geral resulta da situação mais desfavorável comparativamente aos valores obtidos para um período de retorno de 2 anos. Consequentemente, o dimensionamento da bacia de retenção/decantação, do separador de hidrocarbonetos, do tratamento prévio à bacia de infiltração e da bacia de infiltração é feito atendendo ao volume drenado para o sistema correspondendo à altura de precipitação característica da região. A gradagem e a descarga do efluente final são dimensionados para T = 2 anos e t_c = 10 minutos.

Apresenta-se no Capítulo 4 - *Casos de estudo* - a caracterização dos sistemas de tratamento de AEE implantados e representativos das zonas Norte, Centro e Sul do país, incluindo dados de monitorização. A análise dos resultados de monitorização dos casos estudados [IP4 - Vila Real (Norte), A24 - Vila Pouca de Aguiar (Norte), A1 - Torres Novas/Fátima (Centro), IC1 - Mira/Aveiro (Centro), A17 - Marinha Grande/Mira (Centro), A23 - Ligação Covilhã/Norte (Centro), IP6 – Peniche (Centro), A6 - Estremoz/Borba (Sul) e A22 - Guia-Alcantarilha (Sul)], permitiu destacar as seguintes conclusões:

- IP4 – Vila Real: *Bacia de detenção húmida/infiltração*
 - A monitorização realizada no IP4 revelou a importância das fracções dissolvidas de metais pesados nas AEE, principalmente de Zn e Cu. Os resultados indicam ainda que as concentrações muito mais elevadas de Zn, comparadas com as de Cu, não impedem a retenção de Cu. Este resultado experimental é importante pelo facto do Cu ser muito mais tóxico que o Zn e estes dois metais poderem competir por locais de troca e ligação no solo. No entanto, determinações de metais pesados em amostras de perfis de solo da bacia do IP4 evidenciaram não ser claro o habitual decréscimo das concentrações de metais com a profundidade. Uma das possíveis explicações é a heterogeneidade e o pH baixo do solo.
 - As concentrações de poluentes nas águas de escorrência do IP4 são geralmente mais elevadas no início da chuvada (*first flush*).

- A24 – Vila Pouca de Aguiar: *Bacia de retenção/decantação+Separador de HC*
 - De acordo com MONTEIRO (2010), numa primeira análise, constata-se que todas as concentrações dos parâmetros cumprem a legislação aplicável (Decreto-Lei n.º 236/98).
 - HAP, Cu e Pb: uma vez que o limite de detecção utilizado para as amostras de entrada e saída foi o mesmo e as concentrações são inferiores a esse limite, nada se pode concluir. No caso concreto dos HAP, a concentração é baixa (< 0.5 µg/l).
 - A quantificação da eficiência das bacias de tratamento, no que respeita à diminuição da concentração de poluentes, é de cerca de 70 %.
 - Não se encontra uma relação directa entre a concentração de poluentes e o TMD.
- A1 – Torres Novas/Fátima: *Bacia de retenção*
 - A relação Zn>>Pb>Cu é a mais frequentemente encontrada nos solos analisados no Covão do Coelho, de modo equivalente ao que se passa nos solos da bacia e, obviamente, como resultado das concentrações nas águas de escorrência da A1. No entanto, a concentração relativa entre o Pb e o Cu é por vezes invertida, surgindo o Cu em maiores concentrações. Este facto pode ter origem na diminuição drástica do Pb nas AEE na década de 90, e pode também resultar de processos de adsorção selectiva de um metal em detrimento de outro.
 - O Cd apenas foi encontrado nalguns solos onde o limite de detecção utilizado foi menor; a sua concentração é sempre inferior ao valor guia holandês (0.8 mg/kg), sendo o valor mais elevado correspondente aos solos situados à saída da passagem hidráulica (PH).
 - As ocorrências analisadas consistem em volumes drenados para a bacia entre os 0.1 m³ e os 21.5 m³, muito inferiores à capacidade da mesma, de 9 148 m³. Com base em estudos de precipitação local, a bacia de Fátima funcionaria eficientemente com um volume útil de 646 m³.
- IC1 – Mira/Aveiro: *Bacia reguladora de caudal+Separador de HC+Leito construído de macrófitas* (para cada um dos 3 lotes)
 - De acordo os dados de monitorização disponibilizados pela concessionária, incluindo toda a informação que descreve os sistemas de tratamento do IC1, constata-se que as concentrações dos parâmetros cumprem a legislação aplicável (Decreto-Lei n.º 236/98).
 - HAP: uma vez que o limite de detecção utilizado para as amostras de entrada e saída foi o mesmo e as concentrações são inferiores a esse limite, nada se pode concluir.
- A17 - Marinha Grande/Mira: Tecnologia por *valas relvadas (Separador de HC+Vala relvada)* e tecnologia por *bacias (Separador de HC+Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração)*
 - Não estando disponibilizada monitorização para os sistemas de tratamento da A17, comparando a qualidade estimada do efluente com os requisitos legais aplicáveis, a cada sistema de tratamento, pode concluir-se que os sistemas apresentam uma elevada eficiência de tratamento e garantem o cumprimento legal, independentemente do meio receptor, para os poluentes SST, HC, Cu, Zn e Pb.

- A23 – Ligação Covilhã (Norte): *Desengordurador+Bacia de decantação*
 - Na primeira campanha, efectuada em época de Inverno, obtiveram-se valores relativamente baixos para os diferentes parâmetros, apresentando o amónio, nitratos e Zn concentrações abaixo do limite de detecção. A segunda campanha, realizada na Primavera, com um período antecedente sem precipitação de 11 dias, revelou, à entrada do sistema, concentrações bastante mais elevadas para a maioria dos parâmetros analisados. Esta variação poderá ter estado relacionada com o maior período seco antecedente, embora a FHWA (1996a) refira não existir relação linear directa entre estas duas variáveis. O aumento significativo de nutrientes (amónia e nitratos) pode estar directamente ligado com o transporte atmosférico destes compostos, dos campos de cultivo adjacentes à estrada, uma vez que estes são utilizados frequentemente nas actividades agrícolas.
- IP6 – Peniche: *Desengordurador+Bacia de detenção*
 - Observam-se elevados níveis de condutividade, associados à salinidade e presença de cloretos (que atestam a proximidade do oceano). A presença de nitratos traduz a existência nas proximidades, de práticas agrícolas.
 - Sobressaem ainda os valores elevados de SST e de CQO. Os valores de CQO e CBO₅ indicam a presença de matéria orgânica, em particular não biodegradável. Os teores de SST excederam em 62 % das amostras o VLE de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98). No caso da CQO foram 50 % as amostras que excederam o VLE correspondente. Tendo em conta que os VLE respeitam a descargas pontuais, este exemplo chama a atenção para a necessidade de não negligenciar as descargas difusas de escorrências de estradas.
 - Relativamente aos metais, evidenciam o habitual padrão nacional: Zn>Cu>Pb.
- A6 – Estremoz/Borba: *Bacia de pré-tratamento/infiltração*
 - A qualidade da água da PH tem a contribuição dos poluentes provenientes das águas de escorrência da estrada. As suas concentrações em metais são relativamente elevadas.
 - Observa-se a presença de Zn, Pb e Cu nos vários solos analisados e a ausência de Cd acima dos limites de detecção. O Zn é o metal pesado que surge em concentrações mais elevadas, seguido do Pb e do Cu que surgem alternadamente em concentrações superiores e com valores muito próximos, de modo equivalente ao que se passa para os solos da bacia.
 - Não se observa a presença de Cd.
- A22 – Guia-Alcantarilha: *Bacia de retenção/decantação+Bacia de infiltração*
 - Quer no afluente à bacia de retenção quer na descarga, os metais pesados apresentam uma concentração inferior aos VLE legislados.
 - Constata-se a acumulação de hidrocarbonetos na bacia de retenção, visto o sistema de tratamento não contemplar separador de hidrocarbonetos a montante.

No Capítulo 5 - *Resultados para a optimização de sistemas de tratamento. Análise comparativa* - apresenta-se a localização e descrição geral dos sistemas de tratamento em estudo, a metodologia de avaliação, descrevendo os parâmetros objecto de análise e de cálculo: precipitação média anual, área drenante, caudal médio afluente, concentração de poluentes (afluente e efluente), eficiência de remoção teórica, carga poluente (afluente e efluente), eficiência de remoção real e avaliação da eficiência global de tratamento, tráfego médio diário anual, custos de investimento e custos de manutenção dos sistemas de tratamento. Apresentam-se os resultados dos parâmetros avaliados e é feita a análise comparativa, que se refere a várias inter-relações. Procede-se ainda à comparação das conclusões obtidas para soluções fora do campo de Portugal, por meio da análise de três tecnologias de tratamento de AEE a nível internacional, com base na classificação das melhores estratégias de gestão e correspondentes às tecnologias analisadas nos casos de estudo a nível nacional. No final, é apresentada a proposta da solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de AEE, visando a exportabilidade e generalização, pretendendo-se, deste modo, adoptar uma metodologia que não se restringe a nível nacional, baseando-se numa percepção holística. Da análise comparativa dos resultados, correspondendo a 22 sistemas de tratamento (e 7 tipos de tecnologias), destacam-se as seguintes conclusões:

- Verifica-se que a avaliação da eficiência global é, em geral, negativa (-), ou seja, a eficiência de remoção real é inferior à eficiência de remoção teórica, pelo que existe um défice de eficiência de tratamento, podendo justificar-se pela análise efectuada incidir na situação mais desfavorável (escolha do maior valor de concentração afluente e efluente), verificando-se ainda valores de concentração afluente inferiores aos valores de concentração efluente. Tal pode dever-se a várias situações: ocorrência de eventos menos chuvosos; o caudal não ser uniforme na distribuição do efluente no interior da bacia; elevada velocidade afluente à bacia; os colectores de entrada e saída poderem encontrar-se à mesma cota e criar um processo de refluxo de água.
- Analisando os custos de investimento dos sistemas de tratamento, verifica-se que os custos mais elevados correspondem aos seguintes sistemas: bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração, bacia reguladora de caudal+separador HC+leito construído de macrófitas, bacia de retenção. O menor custo de investimento está associado a: desengordurador/separador de HC+bacia de detenção/decantação, separador de HC+vala relvada.
- Analisando o TMD anual dos troços de estrada em estudo com as concentrações de poluentes afluentes aos sistemas de tratamento, não se verifica uma relação directa.
- Relacionando as variáveis principais - eficiência de remoção real de poluentes, custos de investimento e TMD anual – agrupando os sistemas de tratamento por tecnologia, verifica-se para valores idênticos de eficiência de remoção real, os custos de investimento variam, evidenciando que o factor determinante é a escolha do sistema de tratamento, mostrando também que a maior eficiência de remoção de poluentes (tendencialmente SST) corresponde ao sistema de tratamento bacia de retenção/decantação+bacia de infiltração, mas também é a este sistema que corresponde o maior custo de investimento. Os menores custos de investimento estão associados a: bacia de retenção/decantação+separador de HC (desengordurador+bacia

decantação/detenção), separador de HC+vala relvada, bacia de infiltração. Mais uma vez não se observa uma relação directa entre a eficiência de remoção real de poluentes e o TMD.

- A análise de casos a nível internacional, com base na classificação das melhores estratégias de gestão (A+, A- e B) e correspondentes às tecnologias analisadas nos casos de estudo a nível nacional - valas relvadas, bacias de detenção e bacias de infiltração - reportam às seguintes localizações: Austin – Texas; Aarhus, Silkeborg e Odense – Dinamarca; Ligação Neufchâtel-en-Bray/Amiens – França; Eslovénia; Noruega; Canadá; Japão; Suécia; Reino Unido. Concluiu-se que a eficiência de remoção de poluentes nas valas relvadas é notavelmente elevada comparando com os sistemas estruturais, tais como sistemas de sedimentação/filtração. A adopção de uma bacia de infiltração associada a outra tecnologia a montante, em particular, bacia de retenção/decantação, é uma prática usualmente adoptada visando a eficiência de remoção de SST. Estruturas para o pré-tratamento, como separadores de hidrocarbonetos/desengorduradores, filtros de areia e bacias de decantação, devem fazer parte integrante de sistemas de tratamento por bacia de infiltração.
- Face às conclusões obtidas e atendendo a que a escolha do sistema de tratamento mais eficiente/sustentável, no real conceito de sustentabilidade, reúne as três vertentes [desenvolvimento Ambiental (A), Económico (E) e Social (S)], definiram-se pressupostos nesse sentido. Assim, concluiu-se que a solução mais eficiente/sustentável para sistemas de tratamento de AEE e que permite a exportabilidade e generalização, é a tecnologia por valas relvadas (contemplando a montante um separador de hidrocarbonetos com câmara de decantação para finos).

6.2 Sugestões para prosseguimento do estudo

Afigura-se de interesse o avanço do conhecimento relacionado com sistemas de tratamento de águas de escorrência de estradas, inerente ao planeamento e às fases de projecto/construção/exploração/manutenção/monitorização, de elevada relevância para a protecção das zonas sensíveis e, consequentemente, assegurar o desenvolvimento sustentável. Em particular, destacam-se as seguintes sugestões para prosseguimento do estudo:

- Sendo a monitorização um passo essencial para se poder caminhar no sentido da melhoria contínua, importa, de futuro, ter campanhas de monitorização sincronizadas, simplificar e desmistificar a disponibilização dos dados por parte das entidades gestoras/concessionárias. Deve garantir-se que os estudos de monitorização das AEE tenham um carácter contínuo (incluindo a selecção do ponto mais representativo, permitindo uma análise exaustiva e automatizada), uma vez que as características dos materiais das vias rodoviárias e das viaturas, as condições de tráfego, de precipitação e de ocupação dos solos adjacentes às infraestruturas podem alterar, bem como o facto dos processos construtivos e de manutenção se encontrarem em permanente evolução.

- Assegurar o envolvimento e a sinergia das várias partes interessadas (*stakeholders*) para o controlo dos sistemas de tratamento de AEE (em todas as fases do Processo de AIA), destacando-se a entidade governamental responsável pela gestão do Processo - a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), devendo esta assegurar o cumprimento da pós-avaliação por parte das entidades gestoras/concessionárias das estradas, traduzindo-se no cumprimento legal, e a consequente disponibilização desses elementos ao público interessado por meio do portal da APA (*Instrumentos/Avaliação de Impacte Ambiental*).
- Criar uma base de dados de sistemas de tratamento de AEE - localização, características (variáveis como TMD, precipitação, caudal e concentração afluente de poluentes), tecnologia(s) adoptada(s) e resultados de monitorização (já obtidos, que se venham a obter e a divulgar). Pretende-se que os resultados de monitorização estejam todos integrados, validados e mais facilmente acessíveis e comparáveis, permitindo avaliar a eficiência real dos sistemas de tratamento.
- Desenvolvimento de investigação conjunta com a área de engenharia de materiais, tendo em vista a pesquisa de produtos asfálticos e/ou pneumáticos que sejam mais “amigos do Ambiente”, aprofundando as tendências ainda não estabilizadas dos materiais envolvidos nesta análise, incluindo combustíveis.
- Definição de legislação específica para águas de escorrência de estradas, tal como acontece para águas residuais domésticas e industriais, e com a inclusão da carga poluente¹.

¹ Os VLE vigentes são para águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei nº 236/98) e para concentração, não reflectindo a significância dos impactes das AEE. Pese a concentração reduzida de muitos parâmetros, o seu impacte no Ambiente pode ser significativo e do tipo cumulativo, pelo que, é necessário considerar o *input* mássico.

BIBLIOGRAFIA

- ABECASSIS, M. (1945). *Hidráulica geral e agrícola*. Instituto Superior Técnico. Lisboa.
- AENOR (2003). *IC1 – Mira/Aveiro: Medidas de minimização. Sistema de tratamento de águas de drenagem da plataforma*. Telas Finais – Peças Escritas. Concessão Costa de Prata,
- ALBUQUERQUE, M. (2006). *Estudo do funcionamento hidráulico-sanitário de uma bacia de tratamento da ligação norte da auto-estrada A23 – Ligação à Covilhã*. Tese de mestrado. Universidade da Beira Interior, Covilhã. 110 pp.
- ALBUQUERQUE, A., CARVALHO, P. (2005a). *Programa de monitorização da qualidade das águas - Lanço A23/IP2 (túnel da Gardunha). Plano de monitorização ambiental da A23*. Segundo relatório. SCUTVIAS – Autoestradas da Beira Interior S.A. UBI. Covilhã, 2 de Novembro de 2005. 21 pp.
- ALBUQUERQUE, A., CARVALHO, P. (2005b). *Programa de monitorização da qualidade das águas - Lanço A23/IP2 (Teixoso/Alçaria-ligação à Covilhã). Plano de monitorização ambiental da A23*. Segundo relatório. SCUTVIAS – Autoestradas da Beira Interior S.A. UBI. Covilhã. 2 de Novembro de 2005. 20 pp.
- ALBUQUERQUE, M., BARBOSA, A. E., ALBUQUERQUE, A., (2006). *Avaliação do funcionamento de sistemas de tratamento da A23 – ligação Covilhã (Norte)*. 12.º Encontro nacional de saneamento básico. Cascais. 24 a 27 de Outubro de 2006. 15 pp.
- ANTUNES, P. A., BARBOSA, A. E. (2005). *Effects of atmospheric salt deposition on highway runoff characteristics*. Hydraulics and Environment Department. LNEC – Portuguese National Laboratory for Civil Engineering and Environment Department. Higher School of Technology of the Higher Institute for Technology of Viseu. Viseu and Lisbon. Portugal.
- APHA (1995). *Standard methods*. American Public Health Association. 19th Edition. DC Washington.
- BÄCKSTRÖM, M., KARLSSON, S., BACKMAN, L., FOLKESON, L., LIND, B. (2004). *Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment*. Man-Technology-Environment Research Centre. Orebro University. SE-701 82 Orebro. Sweden.
- BARBER, M., BEUTEL, M., YONGE, D., ROLLIN, H. (2004). *Runoff treatment BMP design for highway runoff in cold climate*. Washington State University, Transportation Research Center.
- BARBOSA, A. E. (1999). *Highway runoff pollution and design of infiltration ponds for pollutant retention in semiarid climates*. Tese de doutoramento. Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University. Denmark.
- BARBOSA, A. E. (2000). *O projecto rodoviário e a protecção dos recursos hídricos*. In “Projectar bacias de infiltração em Portugal – Um novo método”. 1.º Congresso rodoviário português. Centro Rodoviário Nacional. Lisboa. 28-30 Novembro. Vol. I. Pp. 53-66.
- BARBOSA, A. E. (2003). *Modelos para a previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas em Portugal*. In “Curso sobre características de águas de escorrência de estradas em Portugal e minimização dos seus impactes”. Pp. 93-107.
- BARBOSA, A. E. (2007) *Establishing a procedure to predict highway runoff quality in Portugal*. G. M. Morrison and S. Rauch (eds.), Highway and Urban Environment: Proceedings of the 8th Highway and Urban Environment Symposium, pp. 371-383, Springer, 589 pp. ISBN 978-1-4020-6009-0.
- BARBOSA, A. E., LEITÃO, T. L., HVITVED-JACOBSEN, T., BANK, F. (2003). *Curso sobre características de águas de escorrência de estradas em Portugal e minimização dos seus impactes*. LNEC, 176 pp.

- BARBOSA, A. E., ANTUNES, P. B. (2004) *Águas de escorrência de estradas. Sistemas para minimização de impactes*. 2º Relatório. LNEC. 128/04-NRE/DHA (Núcleo de Recursos Hídricos e Estruturas Hidráulicas/Departamento de Hidráulica e Ambiente). 66 pp.
- BARBOSA, A. E., ESCARAMEIA, M., CARVALHO, C. R. (2004). *Concepção de sistemas para a retenção de derrames acidentais de substâncias perigosas em estrada*. 11º ENaSB (Encontro Nacional de Saneamento Básico), 12 a 15 de Outubro, Faro, Universidade do Algarve. APESB, 15 pp.
- BARBOSA, A. E., HENRIQUES, M. J., FERNANDES, J. N. (2006). *Quality of highway runoff in coastal areas: special cases*. 8th Highway and Urban Environment Symposium. Nicosia. Cyprus, 12-14 June.
- BARBOSA, A. E., ESCARAMEIA, M., FERNANDES, J. N., CARVALHO, C. R. (2009). *Águas de escorrência de estradas. Sistemas para minimização de impactes*. Relatório síntese. LNEC, Relatório 330/2009, Outubro de 2009. 29 pp.
- BARBOSA, A. E., FERNANDES, J. N., DAVID, L. M. (2012). *Key issues for sustainable urban stormwater management*. Journal Water Research 46 (2012). Pp. 6787-6798.
- BARBOSA, A. E., FERNANDES, J. N. (2008). *Assessment of treatment systems for highway runoff pollution control*. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK. 10 pp.
- BARBOSA, A. E., HVITVED-JACOBSEN, T. (1998). *Águas de escorrência de estradas e tratamento em bacias de infiltração: um caso de estudo em Portugal*. In "Proceedings from joint portuguese and spanish conference on highway development and environment". Torremolinos. Spain. June 1-5.
- BARBOSA, A. E., HVITVED-JACOBSEN, T. (1999). *Infiltração de águas de escorrência de estradas e protecção dos recursos hídricos*. In "Proceedings from the 4th symposium on hydraulics and water resources of portuguese speaking countries (SILUSBA). Coimbra. Portugal. 24-26 May.
- BARBOSA, A. E., HVITVED-JACOBSEN, T. (2001). *Infiltration pond design for highway runoff treatment in semiarid climates*. Journal of Environmental Engineering. ASCE. 127 (11). Pp. 1014-1022.
- BARRETT, M., WALSH, P., Jr., J., CHARBENEAU, R. (1998). *Desempenho dos sistemas vegetativos para o tratamento de escoamento da estrada*. Journal of Environmental Engineering. ASCE. 124 (11) Pp. 1121-1128.
- BRANDÃO, C., RODRIGUES, R., COSTA, J. P. (2001). *Análise de fenómenos extremos. Precipitações intensas em Portugal Continental*. Direcção dos Serviços de Recursos Hídricos.
- BULC, T., SLAK, A. S. (2003). *Desempenho de leitos cultivados para o tratamento de águas de escorrência de estradas*. Water Science and Technology, IWA Publishing. Vol.48, n.º 2. Pp. 315-322.
- BURTON, J. G. A., PITT, R. E. (2002). *Stormwater effects handbook*. Lewis Publishers, Inc.. 911 pp.
- CALTRANS (1998). *BMP retrofit pilot program. Scoping study. District 11*. Prepared by Robert Bein, William Frost & Associates. Maio. 79 pp.
- CALTRANS (2004). *BMP Retrofit Pilot Program*. Final Report. Janeiro 2004. 316 pp.
- CALVO, M. S. (1996). *Ingeniería del medio ambiente aplicada al medio natural continental*. Mundi-Prensa. Madrid. 701 pp.
- CCDR Algarve (2006). *Impacte das vias rodoviárias do Algarve (IC1 e A2) na qualidade da água*. Abril de 2006. 143 pp.

- CRABTREE, A., BENFORD, S., RODDEN, T., GREENHALGH, C., FLINTHAM, M., ANASTASI, R., DROZD, A., ADAMS, M., ROW-FARR, J., TANDAVANITJ, N., STEED, A. (2004). *Orchestrating a mixed reality game on the ground*. Proceedings of the 2004 CHI Conference on Human Factors in Computing System. Vienna. ACM Press. Pp. 391-398.
- DIAMANTINO, C. (2002). *Poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas. Um caso de estudo na EN10 – Recta do Cabo*. Teses de mestrado LNEC. TM7. Lisboa. ISBN 972-49-1938-2. 227 pp.
- DIAMANTINO, C., LEITÃO, T. E., SILVA, M. O. (2004). *Estudo da poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas. Caso de estudo da EN10 - Recta do Cabo*. 7.º Congresso da Água, organizado pela APRH. Lisboa. 8 a 12 de Março. 16 pp.
- DIRECTION DES ROUTES (2000). *Guide pour des aménagements de conservation des eaux et des sols appropriés en région wallonne*. Fiche technique N.º 3: Les voies d'eaux de surface temporaires. Unité d'Hydrologie et Hydraulique Agricole – Génie Rural. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. France. Pp. V11-V22.
- DRISCOLL, E.D., SHELLEY, P.E., STRECKER, E.W. (1990). *Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff*. Vol. I: Design procedure. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA-RD-88-006.
- DRIVER, N. E., TASKER, G. D. (1990). *Techniques for estimation of storm-runoff loads, volumes and selected constituent concentrations in urban watersheds in the United States*. U.S. Geological Survey Water Supply. Paper 2363.
- DWW (1995). *Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands — An overview Ministry of Transport, Public Works and Water Management; Road and Hydraulic Engineering Division (DWW)*. Marcel Koeleman, Willem Janssen vd Laak e Hannah Letswaart. Netherlands.
- FCT (2011). *G-Terra. Directrizes para a gestão integrada das escorrências de estradas em Portugal*. Fundação para a Ciência e a Tecnologia. 97 pp.
- FETTER, C. W. (1993). *Contaminant hydrogeology*. McMillan Publishing Company. New York.
- FHWA (1987). *Methodology for analysis of pollutant loading from highway stormwater runoff*. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA/RD-87/086. U.S. Department of Transportation. Washington and Woodward-Clyde Consultants.
- FHWA (1988). *Evaluation of pollutant impacts from highway stormwater runoff. Design procedure*. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA/RD-88/006. U.S. Department of Transportation. Washington and Woodward-Clyde Consultants.
- FHWA (1990). *Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff*. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA-RD-88-006/008. U.S. Department of Transportation.
- FHWA (1996a). *Evaluation and management of highway runoff water quality*. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA-PD-96-032. U.S. Department of Transportation. Washington. 457 pp.
- FHWA (1996b). *Retention, detention and overland flow for pollutant removal from highway stormwater runoff*. Volume II: Design guidelines. Publicação da Federal Highway Administration n.º FHWA-PD-96-096. U.S. Department of Transportation. Virginia. 216 pp.
- FIGUEIREDO, E. (2011). *Pontos críticos na caracterização físico-química das águas de escorrência de estradas - Estudo do caso Projecto G-Terra*. Tese de mestrado. Instituto Politécnico de Viseu/ Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu. 107 pp.

- GARCÍA, R., MILLÁN, E. (1994). *Heavy metals contents from road soils in Guipúzcoa*. The Science of the Total Environment 146/147. Spain. Pp. 157-161.
- GRANT, D. M., DAWSON, B. D. (1995). *ISCO open channel flow measurement handbook*. Nebraska. EUA. ISCO, INC.
- HEALY, M. G., RODGERS, M., KEATING, E. (2008). *Constructed wetlands for the treatment of highway runoff*. Robert H. Theobald (Ed.) Environmental Management. Nova Publishers, NY. ISBN: 978-1-60456-904-9. Chapter 5. Pp. 139 – 160.
- HIRD, A. (2000). *Polmit pollution of groundwater and soil by road and traffic sources: Dispersal mechanisms, pathways and mitigation measures*. Final Report.
- HVITVED-JACOBSEN, T., YOUSEF, Y. A. (1991). *Highway runoff quality, environmental impacts and control in highway pollution – Chapter 5*. Highway pollution. Edited by R. S. Hamilton, R. M. Harrison. Studies in Environmental Science (44). Elsevier. Amsterdam. Pp. 165-208.
- HVITVED-JACOBSEN, T., JOHANSEN, N. B., YOUSEF, Y. A. (1994). *Treatment systems for urban and highway. Runoff in Denmark*. SCI. TOT. ENVIRON. 146/147. Pp. 499-506.
- HVITVED-JACOBSEN (2003). Comunicação pessoal sobre os coeficientes de variação das CML. Outubro.
- IMPACTO2000 (1990). *A1 - Auto-estrada do Norte, Sublanço Torres Novas/Fátima: Estudo para aprofundamento de aspectos relacionados com a geologia e a hidrogeologia*. 90 pp.
- INIR (2008). *Relatório de tráfego na rede nacional de auto-estradas 2008*. Lisboa.
- INIR (2010). *Relatório de monitorização da rede rodoviária nacional - 2010*. Direcção de Planeamento e Gabinete de Controlo de Gestão e Sistemas de Informação. Lisboa.
- JAMES, C. (1999). *The impact of pollutants from roads and vehicles on the local natural environment*. POLMIT Project Report. PR/SE/603/99. RO-97-SC.1027. Transport Research Laboratory. 131 pp.
- JONES, D. E. (2012). *Development and evaluation of best management practices (BMP) for highway runoff pollution control*. Tese de mestrado. University of Nebraska – Lincoln. 171 pp.
- KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. Lewis Publishers. Boca Raton. 893 pp.
- LEITÃO, T. E., LOBO FERREIRA, J. P., SMETS, S., DIAMANTINO, C. (2000a). *Poluição de solos e de águas subterrâneas causada por estradas: mecanismos de dispersão de poluentes e medidas de minimização da poluição*. In "A Qualidade Rodoviária na Viragem do Século". Comunicação apresentada ao 1.º Congresso Rodoviário Português. 28-30 de Novembro. LNEC. Vol. I. Pp. 27-38.
- LEITÃO, T. E., LEHMANN, N., SMETS, S., LOBO FERREIRA, J. P. C., HOLM, P. (2000b). *WP2/4 Pollution from roads and vehicles and dispersal to the local environment: Mass flux and mass balance calculations; assessment of pollution of groundwater and soils by road and traffic sources*. LNEC; VKI. 47 pp.
- LEITÃO, T. E., BARBOSA, A. E., HENRIQUES, M. J., IKÄVALKO, V., MENEZES, J. T. M. (2005). *Avaliação e gestão ambiental das águas de escorrência de estradas*. Relatório Final. Relatório 109/05 – NAS/DHA (Núcleo de Águas Subterrâneas/Departamento de Hidráulica e Ambiente), LNEC, Lisboa. 243 pp.
- LENCASTRE, A. (1996). *Hidráulica geral*. Hidroprojecto. Lisboa. 654 pp.
- LENCASTRE, A., FRANCO, F. M. (1984). *Lições de Hidrologia*. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia. Lisboa. 451 pp.

- LINSLEY, R. K., FRANZINI, J. B. (1979). *Water resources engineering*. McGraw-Hill International Editions. Auckland. 716 pp.
- LNEC (2002). *Avaliação e gestão ambiental das águas de escorrência de estradas*. 2º Relatório. Departamento de Hidráulica, Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. Estudo realizado para o Instituto da Água. Agosto. Lisboa.
- LNEC (2004). *Avaliação e gestão ambiental das águas de escorrência de estradas*. 3º Relatório – Versão Final. NAS/DHA.
- LNEC (2005). *Avaliação e gestão ambiental das águas de escorrência de estradas*. Relatório 109/05 - NAS (Versão não publicada). Estudo realizado para o Instituto da Água. Março. Lisboa.
- LNEC (2006). *Águas de escorrência de estradas. Sistemas para minimização de impactes*. 4º Relatório. Estudo realizado para a Estradas de Portugal. Novembro. Lisboa
- LNEC (2008). *Avaliação da eficácia das medidas de minimização de impactes ambientais implementadas em Portugal. Sistemas de tratamento de águas de escorrência*. Relatório final sectorial. Lisboa. Maio. 99 pp.
- LOPEZ-SNACHEZ, J. L. P. (1992). *Fundamentos del calculo hidraulico en los sistemas de riego y de drenage*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 398 pp.
- LOPES, T. J., DIONNE, S. G. (1998). *A review of semivolatile and volatile organic compounds in highway runoff and urban stormwater*. U.S. Geological Survey Open File Report 98-409. 67 pp.
- MAÇARICO, M. I., BAGUINHO, R. (2013). *Caso prático – sistema de bacias de retenção/decantação do viaduto da EN10-8 sobre o sapal da reserva natural do estuário do Sado*. Comunicação apresentada no 7º Congresso Rodoviário Português. 10-12 de Abril. LNEC. 10 pp.
- MATIAS, M. G. (2006). *Bacias de retenção. Estudo de métodos de dimensionamento*. Tese de mestrado. Universidade do Porto, Faculdade de Engenharia. 237 pp.
- MATOS, J., PORTELA, M., MOURATO, S. (1999). *Reabilitação da Bacia de Decantação de Fátima*. Parecer Técnico, IST- BRISA, Lisboa, 58 pp.
- MHSPE (1994). *Intervention values and target values – Soil quality standards*. Directorate-General for Environmental Protection. Department of Soil Protection. May 9. Hague. Netherlands.
- MONTEIRO, M. (2010). *Estudo de bacias de retenção / tratamento em auto-estradas – Caso da A24*. Tese de mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. 139 pp.
- MOPU (1989). *Mathematical model of hydraulic simulation in the project of construction of the channeling of the Segura River between Murcia and Beniel (Section 2)*.
- NOVOTNY, V. (2002). *Water quality. Diffuse pollution and watershed management*. John Wiley & Sons, Inc.. 2nd Edition. 864 pp.
- NOVOTNY, V., OLEM, H. (1994). *Water quality: Prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand – Reinhold.
- OLIVEIRA, M. M., NOVO, M. E., LOBO FERREIRA, J. P., MOINANTE, M. J. (2000). *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo – 1.ª Fase – Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo Temático 4 - Recursos Hídricos Subterrâneos, Tomo A - Caracterização do Balanço Hídrico Subterrâneo*. Estudo realizado para a Hidrotécnica Portuguesa – Consultores para Estudos e Projectos Lda., Relatório PBH - Tejo Proc. 607/1/13022 – LNEC.DH.GIAS, Lisboa, Maio 2000. 379 pp.

- PAGOTTO, C., REMY, N., LEGRET, M., LE CLOIREC, P. (2001). *Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway*. Environmental technology 22. Pp. 307-319.
- PITT, R. (2001). *Stormwater management for highway projects*. Symposium on the pollution of water sources from road run-off. 19 de Março de 2001. Tel Aviv University, Israel. 24 pp.
- PITT, R. E., ROBERTSON, B., BARRON, P., AYYOUBI, A., CLARK, S. (1999). *Storm water treatment at critical areas: the multi-chambered treatment train (MCTT)*. U.S. Environmental Protection Agency, Wet Weather Flow Management Program, National Risk Management Research Laboratory. EPA/600/R-99/017. Cincinnati, OH. 505 pp.
- POLKOWSKA, Z., SKARŻYŃSKA, K., DUBIELLA-JACKOWSKA, A., STASZEK, W., NAMIEŚNIK, J. (2007). *Evaluation of pollutant loading in the runoff waters from a major urban highway (Gdansk Beltway, Polónia)*. Global Nest Journal, Vol. 9, N.º 3, Polónia. Pp. 269-275.
- PRODANOFF, J. (2005). *Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano*. Tese de doutoramento. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 276 pp.
- QUINTELA, A. C. (2000). *Hidráulica*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 539 pp.
- RAPOSO, J. R. (1994). *A rega localizada (gota-a-gota e miniaspersão)*. Edições Correio Agrícola. Lisboa. 166 pp.
- RAMÍSIO P. (2007). *Retenção de metais pesados de escorrência rodoviárias por filtração reactiva*. Tese de doutoramento. Universidade do Minho.
- RAMÍSIO P., VIEIRA J. (2006). *Heavy metal removal efficiency in a kaolinite–sand media filtration pilot-scale installation*. Chapter 12. DOI:10.1007/978-1-4020-6010-6_29.
- REED, S. C., CRITES, R. W., MIDDLEBROOKS, E. J. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*. McGraw-Hill, Inc. New York.
- REINIRKENS, P. (1996). *Analysis of emissions through traffic volume in roadside soils and their effects on seepage water*. The Science of the Total Environment 189/190. Pp. 361-369.
- ROTH (2010). *Depuração de águas - Tabela de preços 2010*. Global Plastic , S.A., Navarra. Espanha.
- SANSALONE, J. J., BUCHBERGER, S. G. (1997). *Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water*. Journal of Environmental Engineering n.º 2. Vol. 123. Pp. 134-143.
- SANTOS, D., AGUILEIRA, A. (2004). *Monitoring water quality at the A22 – Via do Infante* (in Portuguese). Euroscut, Sociedade Concessionária da SCUT do Algarve. 39 pp.
- SCHUELER, T. R. (1992). *Design of stormwater wetland system: Guidelines for creating diverse and effective stormwater wetlands in the Mid-Atlantic Region*. Metropolitan Washington council of governments. Washington, D.C.
- SCHWAB, G. O., FANMEIER, D. D., ELLIOT, W. J., FREVERT, R. K. (1994). *Soil and water conservation engineering*. John Willey & Sons. New York. 507 pp.
- SECO, T., DUARTE, A., BENTES, I., PERES, J. (2008). *Avaliação do desempenho de sistemas de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas*. Engenharia Civil N.º 33. Câmara Municipal de Celorico de Basto, Universidade do Minho e Universidade do Alto Douro e Trás-os-Montes Minho. 170 pp.
- SEIA (1995). *Programas de Monitorização das Águas de Escorrência e Subterrâneas*. Relatório Final para a BRISA. 51 pp.

- SERVICE TECHNIQUE DES BASES AÉRIENNES (2000). *Eau et aéroport. Conception et dimensionnement des réseaux de drainage des aérodromes*. Fiches D'ouvrages n.º 1 et n.º 6. France.
- SETRA (1997). *L' eau & la route. Dispositifs de traitement des eaux pluviales*. Ministère de l'équipement des transports et du logement. France. Vol. 7. 172 pp.
- SETRA (2005). *La prise em compte des enjeux liés à l'eau lors de la conception de projets routiers – l'exemple de l'A29*. Autoroutes – Gestion de l'eau. 5 pp.
- SMULLEN, J. T., SMULLEN, J. T., SHALLCROSS, A .L., CAVE, K. A. (1999). *Updating the U.S. nationwide urban runoff quality data base*. WAT. SCI. TECH.. 39 (12). Pp. 9-16.
- STOTZ, G., KRAUTH, K. (1994). *The pollution of effluents from pervious pavements of and experimental highway section: first results*. The Science of the Total Environment 146/147. Pp. 465-470.
- TAYLOR, S., BARRETT, M. (1999). *Caltrans BMP Retrofit Program*.
- TAYLOR, B., BARRETT, M. (2004). *Best management practices*. Tarleton State University.
- TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F. (1993). *Principles of wastewater treatment and disposal*. 3.ª Ed.. Metcalf & Eddy Inc.. McGraw-Hill. New York.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2001). *Sistema de tratamento de águas de escorrência*. Comunicação apresentada no II Congresso Hispano-Português e V Simpósio Espanhol sobre Estradas e Meio Ambiente. Instituto das Estradas de Portugal (IEP), Comissão Nacional Portuguesa dos Congressos da Estrada (AIPCR), Asociación Técnica de Carreteras, Ministério do Fomento e do Meio Ambiente, Junta de Andalucía, Administração Provincial de Granada, Câmara Municipal de Almuñécar; Almuñécar – Granada (Espanha). 26-30 de Novembro. 26 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2002). *Tecnologias de tratamento de águas residuais urbanas*. Portal Naturlink. 4 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2006a). *Projecto de Execução - Sistemas de Tratamento de Águas de Escorrência de Estradas: A17 – Lanço Louriçal/Quiaios, Sublanços Louriçal/A14, A14/Quiaios (Medidas de Minimização - Recursos Hídricos e Qualidade da Água), Relatório de Conformidade Ambiental do Projecto de Execução (RECAPE)*. AMBIDELTA, Ambiente e Paisagismo, Lda. 86 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2006b). *Projecto de Execução - Sistemas de Tratamento de Águas de Escorrência de Estradas: A17 – Lanço Quiaios/Mira, Sublanços Quiaios/Tocha, Tocha/Mira (Medidas de Minimização - Recursos Hídricos e Qualidade da Água), Relatório de Conformidade Ambiental do Projecto de Execução (RECAPE)*. AMBIDELTA, Ambiente e Paisagismo, Lda. 107 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2006c). *Tratamento de águas de escorrência – Considerações gerais*. Portal Naturlink. 4 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2008). *Água que lava estradas contamina solos e rios*. Jornal de Notícias. Segunda-Feira, 28 de Janeiro de 2008. N.º 241. Ano 120. 16 pp.
- TEIXEIRA D'AZEVEDO, R. (2012). *Tratamento de águas de escorrência – Enquadramento Legal*. Portal Naturlink. 4 pp.
- TENNEY, S., BARRETT, M., MALINA, J., CHARBENEAU, R. (1995). *An evaluation of highway runoff filtration systems*. Center for Research in Water Resources, The University of Texas at Austin. Technical Report CRWR 265. 144 pp.
- TOMAZ, P. (2010). *Capítulo 16 - Reservatório de infiltração*. Curso de Manejo de águas pluviais. Setembro. Pp. 16-14 a 16-15.

VIEIRA, A. R., OLIVEIRA, R. I. M. (2001). *Qualidade da água e controlo da poluição de escorrências pluviais de infra-estruturas rodoviárias*. Trabalho final de curso, Instituto Superior Técnico.

VIEIRA, A. R., OLIVEIRA, R. M., MATOS, J. S., BARBOSA, A. E. (2002). *Controlo da poluição de escorrências pluviais de vias rápidas em Portugal*. 6.º Congresso da Água. APRH. Porto. 18-22 Março. 14 pp.

WANIELSITA, P. W., YOUSEF, Y. A. (1993). *Stormwater management*. John Wiley & Sons, Inc.. USA. Canada. 579 pp.

WARD, N. I., SAVAGE, J. M. (1994). *Metal dispersion and transportational activities using food crops as biomonitors*. *The Science of the Total Environment* 146/147: 309-319 pp.

WARNECK, P. (1999). *The relative importance of various pathways for the oxidation of sulfur dioxide and nitrogen dioxide in sunlit continental fair weather clouds*. *Physical Chemistry Chemical Physics* 1. Pp. 5471–5483.

WIUM-ANDERSEN, T. (2012). *Reduction of stormwater runoff toxicity by wet detention ponds*. Tese de doutoramento. Aalborg University. Denmark.

WOODBIDGE, D. D. (1994). *Hydroxyl radicals and ions as swimming pool water purifiers*. *The Journal of the swimming pool and SPA industry*.

YARON, B., CALVET, R., PROST, R. (1996). *Soil pollution – Process and dynamics*. Springer.

Principais links consultados:

Agência Portuguesa do Ambiente: www2.apambiente.pt/IPAMB_DPP/

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos: www.aprh.pt

Banco de Portugal:

www.bportugal.pt/pt-PT/Estatisticas/Dominios%20Estatisticos/EstatisticasCambiais/Paginas/Conversor.aspx

Erosion Control Technology Council: www.ectc.org

Estradas de Portugal: www.telematica.estradasdeportugal.pt

HYDROSPACE - Hydrological and hydraulic studies: www.hydrospace.es

Instituto de Infra-estruturas Rodoviárias: www.inir.pt/portal/

Laboratório Nacional de Engenharia Civil: www.lnec.pt

Naturlink: www.naturlink.sapo.pt

OANDA – Conversor de moedas: www.oanda.com/lang/pt/currency/converter/

Projecto POLMIT: www.trl.co.uk/polmit

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos:

www.snirh.pt/snirh/_dadossintese/precipitacao/mapas_resumo/entrada.php?periodo=2000%2F2010&mes=-1&ano=2008&tp_mapa=mensal

Water Intelligence Online: www.iwaponline.com/

**METODOLOGIAS DE PREVISÃO DAS CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DE ESCORRÊNCIA DE
ESTRADAS**

A1.1 Metodologia de DRISCOLL *et al.* (1990)

A metodologia utilizada para prever a concentrações média por local (CML) apresentada por DRISCOLL *et al.* (1990) e descrita em FHWA (1996a), baseia-se em tabelas com concentrações de poluentes distribuídas por grupos, traduzindo o número de estradas (locais) com concentrações médias menores ou iguais ao valor indicado. Estes dados estatísticos indicaram que se podem considerar dois grupos significativamente diferentes, dependendo da localização da estrada num meio rural (TMD < 30 000) ou urbano (TMD > 30 000). Em cada grupo, verificou-se que as diferenças observadas entre locais individuais tinham pouca relação com a densidade do tráfego e outros factores locais (FHWA, 1988).

O Quadro A1.1 apresenta os dados de DRISCOLL *et al.* (1990) para estradas rurais, a situação que traduz os níveis de tráfego da realidade portuguesa. O quadro baseou-se num trabalho de campo efectuado entre 1975 e 1985, pelo que mudanças nas práticas e usos ligados à estrada, bem como aos veículos automóveis, ao longo dos últimos anos, terão mudado as concentrações reportadas.

Quadro A1.1 - Gama de concentrações medianas em águas de escorrência de estradas com TMD < 30 000 nos EUA (adaptado de FHWA, 1996a)

Concentração Mediana por Local					
% de locais com uma CME < às concentrações indicadas					
Poluente	10% de locais	20% de locais	50% de locais	80% de locais	90% de locais
SST	12	19	41	90	135
SSV	6	7	12	19	25
COT	4	5	8	13	17
CQO	28	34	49	70	85
NOC+3	0.23	0.29	0.46	0.72	0.91
NTK	0.34	0.47	0.87	1.59	2.13
PO ₄ -P	0.06	0.08	0.16	0.33	0.43
Cu	0.010	0.013	0.022	0.038	0.050
Pb	0.024	0.036	0.080	0.179	0.272
Zn	0.035	0.046	0.080	0.139	0.185

A FHWA (1996a) aconselha a utilização dos valores correspondentes à mediana significando a CML, aquela que é verificada em 50% das estradas (correspondente à coluna central do Quadro A1.1). Por outro lado, refere a necessidade de se efectuarem adaptações a esta escolha, sempre que necessário. Sugere 0.75 como um valor adequado para calcular o coeficiente de variação da CML, para todas as estradas e todos os poluentes. Mais especificamente, recomenda-se 0.71 para estradas urbanas e 0.84 para estradas rurais (FHWA, 1996a).

A grandeza destes coeficientes de variação constitui uma confirmação prática da elevada variabilidade das concentrações de poluentes, para um mesmo local. Um coeficiente de variação de 0.84, valor atribuído à categoria de estradas onde se insere a realidade portuguesa, indica que o desvio padrão é muito próximo do valor médio, o que é significativo.

Em termos práticos, o primeiro passo da estimativa é a escolha, no Quadro A1.1, do valor da CML atribuível à estrada em análise. Seguidamente, há que pesquisar estatísticas de precipitação para a área geográfica em causa, de forma a saber o volume médio dos acontecimentos e o intervalo médio, entre estes. DRISCOLL *et al.* (1990) apresentam uma tabela com estes dados, para diferentes lugares nos EUA, na qual as unidades das variáveis são mm e h, respectivamente. O cálculo do número médio de eventos por ano resulta da divisão do número total de horas anuais pelo número de horas correspondente ao intervalo entre eventos (períodos secos). Com estes dados é possível calcular o volume médio total de escorrência anual e a massa de cada poluente, que é o resultado da multiplicação da CML pelo volume total dos eventos pluviométricos médios anuais. É importante associar a estes resultados respectiva variação.

A1.2 Metodologia de DRIVER e TASKER (1990)

A outra metodologia é da *United States Geological Survey* (DRIVER e TASKER, 1990), também descrita em FHWA (1996a). Esta apresenta três conjuntos de equações para calcular:

- cargas poluentes e volumes de águas de escorrência;
- concentrações médias nas águas de escorrência;
- cargas poluentes médias (sazonais e anuais).

A previsão é feita com base num conjunto de variáveis climáticas, físicas e de uso do solo, que se apresentam no Quadro A1.2.

Quadro A1.2 - Características e símbolos usados no modelo de DRIVER e TASKER (1990)

Variáveis físicas e de uso do solo	A	Área total de drenagem, km ²
	I	% área impermeabilizada
	LUI	% área industrial
	LUC	% área comercial
	LUR	% área residencial
	LUN	% área não-urbana
	DP	Densidade populacional, hab/ km ²
Variáveis climáticas	H _r	Volume total da chuvada, mm
	t _R	Duração da chuvada
	INT	Intensidade da precipitação máxima de 24h, para um período de retorno de 2 anos, mm
	H _{PMA}	Precipitação média anual
	T _J	Temperatura mínima média em Janeiro, °C

Os parâmetros apresentados no Quadro A1.2 são utilizados para desenvolver a equação que se apresenta de seguida (DRIVER e TASKER, 1990):

$$L_p = [\beta_0' \times X_1^{\beta_1} \times X_2^{\beta_2} \dots X_n^{\beta_n} \times BCF] \times 0.4536$$

onde:

L_p = Carga poluente ou volume, estimados em kg ou m³ (multiplicar por 0.002832 em vez de 0.4536 para obter m³)

β₀', β₁, β₂, ...β_n = Coeficientes de regressão

X₁, X₂, X_n = Características físicas, de uso do solo e climáticas

n = Número de características físicas, de uso do solo e climáticas do modelo

BCF = Factor de correcção dos desvios à mediana e de compensação da resposta média.

O Quadro A1.3 é um resumo da tabela apresentada por DRIVER e TASKER (1990), onde se encontram os valores dos coeficientes de regressão para calcular cargas poluentes e volumes de escorrência, de acordo com a equação apresentada. Selecionaram-se poluentes coincidentes com os medidos em estradas portuguesas, nomeadamente os SST e os metais pesados, Zn, Cu e Pb. No total, DRIVER e TASKER (1990) apresentam 11 parâmetros que caracterizam as escorrências de estradas, incluindo indicadores de poluição orgânica. Para cada um deles há três valores, que são escolhidos em função da precipitação média anual da área em que se localiza a estrada. Os três intervalos ou categorias considerados são os seguintes:

(1) < 508 mm; (2) 508 –1020 mm; (3) > 1020 mm

Estes intervalos representam a divisão do território norte-americano em áreas com precipitação característica.

Quadro A1.3 - Resumo de coeficientes de regressão (β_0 , β_1 , β_2 , ... β_n) para calcular cargas poluentes e volumes de escorrência (adaptado de DRIVER e TASKER, 1990)

Parâmetro e região	B ₀	X ₁											BCF	
		H _r	A	I+1	LUI+1	LUC+1	LUR+1	LUN+2	DP	t _R	INT	H _{PMA}		T _J
		(mm/25.4)	(km ² /2.59)	%	%	%	%	%	(hab/km ² x2.59)	(minut)	(mm/25.4)	(mm/25.4)		°C((5/a)+32)
SS I	1518	1.211	0.735	-	-	-	-	-	-	-0.463	-	-	-	2.112
SS II	2032	1.233	0.439	0.271	-	-	-	-	0.011	-	-	-	-0.590	1.811
SS III	1990	1.017	0.984	-	0.226	0.228	-	-0.286	-	-	-	-	-	2.477
CU I	0.141	0.807	0.590	-	0.424	0.274	-	-0.061	-	-	0.928	-	-	1.502
CU II	0.013	0.504	0.585	0.816	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.534
CU III	4.508	0.896	0.609	-	0.648	0.253	-	-0.328	-	-	-2.071	-	-	2.149
ZN I	224	0.745	0.792	-	-	0.172	-0.195	-0.142	-	-	-	-1.355	-	1.444
ZN II	0.002	0.796	0.667	1.009	-	-	-	-	-	-	-	-	1.148	1.754
ZN III	4.355	0.830	0.555	-	0.402	0.287	-0.191	-	-	-	-	-	-0.500	1.942
RUN I	1123052	1.016	0.916	0.677	-	-	-	-	-	-	-	-1.312	-	1.299
RUN II	62951	1.127	0.809	0.522	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.212
RUN III	32196	1.042	0.826	0.669	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.525

SS - SST; RUN – Volume

A1.3 Premissas, cenários, critérios e parâmetros a integrar nos modelos de previsão da qualidade das águas de escorrência

É possível estabelecer premissas e cenários que devem verificar-se em modelos de previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas, tendo como base conhecimentos teóricos, técnicos e científicos e dados sobre as características das AEE em Portugal.

Os modelos de previsão devem basear-se em estimativas de CML e CP. Na Figura A1.1 é apresentada uma representação gráfica das CML relativas a quatro estradas portuguesas, que permitem enquadrar a situação nacional. As estradas seleccionadas constituem situações geográficas e climáticas distintas e os respectivos TMD são bastante diferentes, nomeadamente de 6 000, 30 299, 16 344 e 2 918, respectivamente para o IP4, A1, A2 e A6. As CML não reflectem de forma alguma as variações no volume de tráfego.

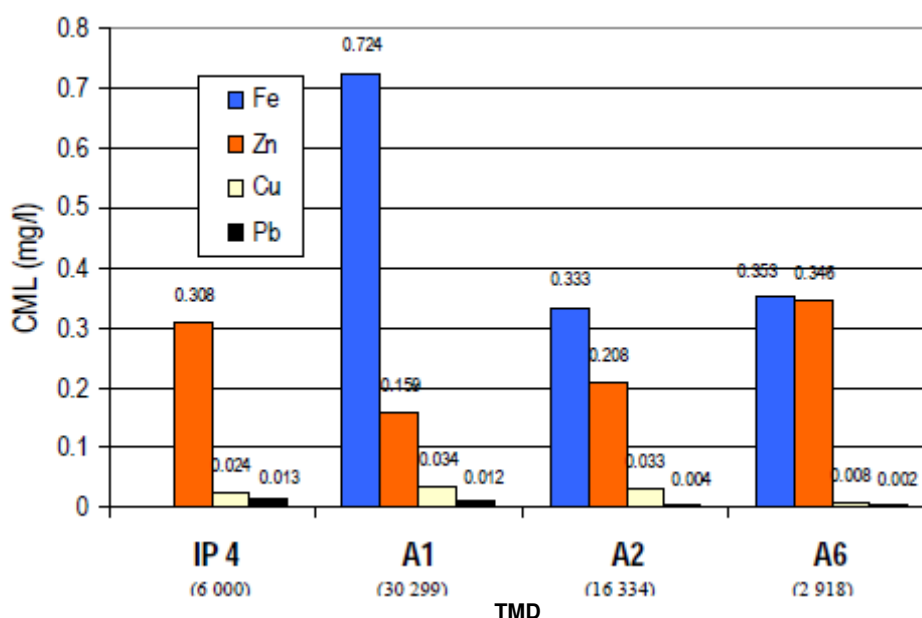


Figura A1.1 - Representação gráfica das CML de metais pesados relativas a quatro estradas portuguesas - IP4, A1, A2 e A6 - e respectivo TMD (fonte: LEITÃO *et al.*, 2005)

Para uma dada estrada em estudo, interessa identificar variáveis como o TMD, a área pavimentada, a ocupação do solo da envolvente, a precipitação média anual e as características dos eventos pluviométricos médios de ocorrência frequente.

De seguida são apresentadas indicações, sob a denominação de "Premissas", "Cenários" e "Critérios e Parâmetros", que servirão de apoio à avaliação pelo INAG de modelos de previsão adoptados em EIA. As indicações seguintes não pretendem apresentar um modelo de previsão, mas facultar ao INAG ferramentas que o apoiem na avaliação dos modelos de previsão dos EIA.

✓ Premissas:

- Considera-se que o Estudo Prévio (EP) e o Projecto de Execução (PE) não apresentam diferenças na estimativa da qualidade das águas de escorrência da estrada; o que se altera do EP para o PE é o nível da avaliação de impactes ambientais;
- Um modelo deverá apresentar as suas previsões em termos de CML e CP, ou apenas as primeiras;
- Um modelo de previsão não deverá utilizar factores de emissão de poluentes presentes na literatura sem efectuar uma avaliação crítica da adequabilidade destes para a situação portuguesa;
- Um modelo de previsão não deverá estimar unicamente uma concentração máxima, originada num evento, o qual ocorrerá num número reduzido de vezes, não representando assim o tipo de problema que se pretende avaliar.

✓ Cenários:

- Um modelo de previsão deverá ponderar a necessidade de considerar a existência de outras fontes de poluição que contribuam com poluente(s) homólogo(s) aos do tráfego rodoviário e ter em consideração este dado nas previsões (importante para avaliar os impactes cumulativos).
- A previsão deve ponderar se existem variações significativas ao longo do traçado em avaliação, variações que podem ser do tipo climático e de tipologia do traçado. Por exemplo, se a extensão da estrada em estudo for grande e/ou houver variações significativas de altitude, poderão ocorrer alterações de precipitação com reflexos nas CML estimadas;
- Considera-se falsa a adopção de cenários que apresentem como única variável diferenciadora, o TMD.

✓ Critérios e Parâmetros:

- Um modelo de previsão deverá basear-se na determinação da CML para, pelo menos, dois ou três poluentes indicadores de poluição rodoviária. Entre estes será desejável que se encontrem os SST e os metais pesados: Zn, Cu e Pb;
- Os resultados de qualquer modelo de previsão nacional deverão exprimir a seguinte relação de grandeza entre os metais pesados: Zn >> Cu > Pb. Neste momento, o conhecimento existente aponta para que os valores de Cr e Cd sejam muito baixos, da ordem de grandeza < 0.5 µg/l, por isso qualquer modelo que apresente concentrações elevadas destes metais deverá ser questionado;
- O gráfico apresentado na Figura A1.1 poderá, neste momento, constituir uma referência para validar estimativas de CML feitas em modelos de previsão da qualidade das águas de escorrência de uma futura estrada, em Portugal;
- Os dados apresentados na Figura A1.1 e outros similares que entretanto se publiquem, podem ser também utilizados pelos técnicos que efectuem o EIA, directamente, como valores de previsão quando a estrada nacional observada apresentar características de clima, perfil transversal, tipo de utilização, entre outras, idênticas às da estrada em projecto.

A1.4 Metodologia PREQUALE

Seguidamente apresenta-se o modelo PREQUALE (PREvisão da QUALidade das águas de Escorrência), de acordo com o exposto no projecto G-Terra – “Directrizes para a gestão integrada das escorrências de estradas em Portugal” (FCT, 2011).

O PREQUALE consiste numa equação multiparamétrica que permite estimar, em mg/l, as concentrações médias dos poluentes em causa, em águas de escorrência de estradas (no ponto de descarga da drenagem da estrada no meio, antes de qualquer tratamento). A equação toma a seguinte forma:

$$C_p = a_i (A^{\beta_1} \times I^{\beta_2} \times P^{\beta_3} \times P_{\text{anual}}^{\beta_4})$$

Em que:

C_p (mg/l) = CML (concentração média do lugar) estimada para o poluente em causa;

a_i , β_1 , β_2 , β_3 e β_4 = Coeficientes de regressão;

A (km²) = Área de drenagem;

I (%) = Percentagem de impermeabilização da área de drenagem;

P (mm) = Volume médio anual da chuvada com duração idêntica ao período de concentração da bacia;

P_{anual} (mm) = Precipitação média anual.

Seguem-se as explicações sobre as diferentes variáveis.

- Área de drenagem (A , km²)

A área de drenagem que aqui se apresenta tem por definição a área que converge num ponto de descarga do sistema de drenagem da estrada no meio circundante – quer seja o meio hídrico, o solo ou um sistema de tratamento.

Esta variável, além da área impermeabilizada que constitui o pavimento da estrada, pode ainda conter áreas de taludes (de escavação e/ou aterro) e áreas de terrenos envolventes. Este último caso é frequente quando a topografia da zona de implantação da estrada apresenta grandes variações de nível.

As plantas do projecto de drenagem deverão ser utilizadas para o cálculo destas áreas. Na ausência destas (por exemplo, no caso de estudos prévios) pode-se considerar apenas a área do pavimento como a contribuinte para a drenagem. Neste caso, a percentagem de área impermeável (I) é igual a 100 %.

- Percentagem de impermeabilização da área de drenagem (I, %)

Conforme explanado na secção anterior, a área de drenagem pode ser constituída por áreas impermeabilizadas, ou não. Quando o sistema de drenagem apenas conduz e descarrega, no ponto de referência, águas de escorrência da estrada, então $I = 100\%$. Exemplos desta situação são extensões em viaduto. Quando existem aterros, escavações e recolha da drenagem de terrenos adjacentes, há que os contabilizar.

- Chuvada de duração idêntica ao tempo de concentração (P, mm)

Esta variável foi criada com o objectivo de traduzir uma chuvada representativa da região em causa. Assumiu-se que essa chuvada é dada pela precipitação média (período de retorno de 2 anos) com duração idêntica ao tempo de concentração da bacia e traduz um evento cuja duração permite a chegada de escoamento originado em toda a bacia, ao qual estará associado o potencial para lavar os poluentes acumulados em toda a área em análise. Há que fazer alguns cálculos simples para a obtenção de P:

Passo 1: Determinar o tempo de concentração da área de drenagem considerada

Recomenda-se utilizar a fórmula de Kirpich para esta determinação (LENCASTRO e FRANCO, 1984):

$$t_c = 0.0663 \times L^{0.77} / S^{0.385}$$

Em que:

t_c = Tempo de concentração (horas);

L = Comprimento do “rio principal” (no caso, estima-se o comprimento máximo entre o ponto mais a montante da bacia hidrográfica da estrada e o ponto de descarga desta área) (km);

S = Declive médio da bacia que gera o caudal (com base no mesmo pressuposto anterior: será a diferença de cotas entre o ponto mais a montante da bacia hidrográfica da estrada e o ponto de descarga desta área).

Passo 2: Calcular o volume correspondente à chuvada com a duração calculada

Utilizar para o efeito, por exemplo, os parâmetros das curvas IDF publicadas em BRANDÃO *et al.* (2001), escolhendo um período de retorno de 2 anos e a duração equivalente ao período de tempo calculado anteriormente. A utilização destas tabelas implica seleccionar o local de referência considerado em BRANDÃO *et al.* (2001) que seja mais próximo do local de estudo. Por vezes essa proximidade é relativa, pois a cobertura do estudo não abarca todo o território nacional, com a densidade que a utilização do PREQUALE requereria. Há ainda a considerar a altitude da localização do posto de referência, que condiciona a intensidade da precipitação. Em suma, a selecção do local de referência em BRANDÃO *et al.* (2001) deverá, sempre que possível, tomar em conta ambos os critérios: proximidade e altitude.

- Precipitação média anual (P_{anual} , mm)

A precipitação média anual é um dado que costuma constar do capítulo da caracterização climatológica do Estudo de Impacte Ambiental, sendo além disso de fácil acesso, através de publicações do Instituto de Meteorologia e ainda de estatísticas de precipitação (SNIRH). Deverá haver o cuidado de seleccionar os postos mais próximos dos locais de estudo, o que significa que para um mesmo projecto dum lanço ou sublanço, poderá ser necessário considerar mais de um posto de medição.

Modelo PREQUALE 1.1:

A versão anterior do PREQUALE (LNEC, 2006), baseou-se nos seguintes poluentes: SST, Zn, Cu e Pb. Os actuais poluentes-chave a nível nacional são: SST, CQO, Fe, Zn e Cu (chama-se a atenção para o sub-capítulo 2.6.3, no âmbito do projecto G-Terra). Assim, os parâmetros do modelo foram actualizados e aferidos para um novo conjunto de estradas, gerando-se o PREQUALE 1.1. De entre as estradas listadas no Quadro A1.4, considerou-se que o IP4, a A2 e a monitorização de 2002 da A1 não deveriam ser utilizadas na actualização do modelo, devido à antiguidade da monitorização. No que respeita à A1, consideraram-se os resultados obtidos em 2009.

Apresenta-se no Quadro A1.5 as características das variáveis para as diferentes estradas e, no Quadro A1.6, os coeficientes para a aplicação do modelo. Os coeficientes de regressão e os valores do coeficiente de correlação da regressão resultaram do ajuste a uma equação multiparamétrica dos valores das CML das várias estradas. Para o caso do Fe e da CQO, que não foram monitorizados em todos os casos, foram utilizadas 5 estradas.

Quadro A1.4 – Concentrações Média do Lugar (CML) para os poluentes relevantes em estradas nacionais
(fonte: FCT, 2011)

Designação da estrada e data da monitorização											
CML (mg/l)	A1 (2002)	A1 (2009)	A2 (2003)	A6 (2004)	A25 (2003-04)	A25 (2008)	A3 Sto Tirso (2009)	A3 Pte Lima (2010)	A22 (2009)	IP4 (1996-98)	IP6 (2005)
SST	84.5	22.2	7.4	19.6	44.7	67.7	6.8	16.9	52.4	8.1	224.7
Cloretos	-	6.7	-	-	-	108.2	7.7	6.7	23.3	-	36.5
CQO	-	81.9	-	-	83.0	109.1	22.2	70.2	38.3	-	195.9
Fe	0.724	0.350	0.333	0.353	1.482	2.746	0.105	0.224	1.9	-	-
Zn	0.159	0.127	0.208	0.346	0.205	0.134	0.214	0.177	0.16	0.308	0.076
Cu	0.034	0.020	0.033	0.008	0.014	0.072	0.027	0.009	0.03	0.024	0.032
Pb	0.012	0.003	0.004	0.002	0.005	0.044	0.006	-	0.02	0.012	0.009
TMDA	30 299	27 746*	16 344	2 918	27 000	14 675	42 823	7 849	19 201*	6 000	6 539

* Média para os meses monitorizados.

Quadro A1.5 – Resumo das variáveis A, I, P e P_{anual} relativas às estradas que geraram o PREQUALE 1.1 (fonte: FCT, 2011)

Estrada	P (mm)	A (km ²)	I (%)	P_{anual} (mm)	Observações
A1	7.5	0.0646	41.2	1 157	Área drena para sistema de tratamento
A3 Sto Tirso	6.8	0.00200	100.0	782	Trainel descendente
A3 Pte Lima	6.1	0.00245	100.0	1 537.4	Trainel ascendente
A6	6.5	0.00558	100.0	761	Área drena para sistema de tratamento
A25	6	0.00025	100.0	929	Troço junto à ria de Aveiro
IP6	6	0.00728	100.0	902	Área drena para sistema de tratamento

Quadro A1.6 – Coeficientes de regressão a_i , β_1 , β_2 , β_3 e β_4 , para afectar as variáveis A, I, P e P_{anual} , e coeficientes de determinação das regressões lineares múltiplas (fonte: FCT, 2011)

Parâmetro	a_i	β_1 (A)	β_2 (I)	β_3 (P)	β_4 (P_{anual})	Coef. Corr.
SST (mg/l)	1.22E+44	0.257	-5.085	-28.797	-2.945	0.9696
CQO (mg/l)	1.91E+25	0.1644	-3.165	-16.914	-1.064	1
Fe (mg/l)	9.20E+44	-0.1491	-6.546	-28.229	-3.371	1
Zn (mg/l)	1.15E+05	-0.135	-1.08	-0.323	-1.296	0.8843
Cu (mg/l)	3.08E+01	0.036	-0.705	0.396	-0.702	0.9989

Análise crítica do PREQUALE 1.1:

A utilização da equação baseia-se em dados que são conhecidos na fase de projecto da estrada e cálculos simples. O PREQUALE 1.1 conseguiu estimar com sucesso as concentrações de Zn, Cu e SST observadas na A1 (2002) e na A2, as quais não foram incluídas na sua calibração. Já o mesmo não aconteceu para o IP4.

Para o conjunto de dados utilizados para desenvolver o modelo (as 6 estradas que constam do Quadro A1.4), verificou-se que a razão média entre as concentrações observadas/PREQUALE 1.1 é de 0.9 para o Zn e de 1 para os restantes poluentes¹, o que consiste numa melhoria notável, face às metodologias utilizadas nos EIA.

O PREQUALE 1.1 encontra-se validado para situações em que os parâmetros se encontrem dentro dos limites referidos no Quadro A1.7. Para valores fora destes intervalos, deverá haver por parte dos utilizadores uma análise crítica dos resultados obtidos.

¹ Exclui-se o Cu do IP6 nesta estimativa, porque a razão concentração observada/PREQUALE 1.1 foi de mais de 8, enquanto nos outros casos era de próximo de 1.

Quadro A1.7 – Intervalos das variáveis para os quais o PREQUALE 1.1 foi validado
(fonte: FCT, 2011)

Parâmetro	Limite inferior	Limite superior
P (mm)	6	7.5
A (km ²)	0.00025	0.065
I (%)	40	100
P _{anual} (mm)	560	1 200

A análise das curvas geradas pelo PREQUALE 1.1 demonstram:

- Áreas (A) maiores, com menor percentagem de impermeabilização (I), induzem maiores concentrações de SST, para uma mesma intensidade de P e valor de P_{anual}.
- Os SST mostram um marcado aumento de concentração em locais com P_{anual} inferior a 600 mm, demonstrando o peso do factor diluição.
- O Fe e, de forma mais acentuada, a CQO, apresentam um comportamento semelhante aos SST. Uma explicação provável será estes poluentes e, particularmente o Fe, estar essencialmente associado aos sólidos.
- O Cu é o poluente cujas concentrações são mais independentes da área da bacia.
- O Zn apresenta concentrações mais baixas para áreas maiores, observação que corrobora o facto da sua origem principal serem as guardas de segurança rodoviária.

O PREQUALE 1.1 deverá ser sujeito a reajustes periódicos, permitindo que o modelo vá incorporando eventuais mudanças nos combustíveis, materiais dos veículos e suas componentes, processos construtivos da estrada, entre outros. Como seria de esperar, resultados de monitorizações mais antigas (IP4) não se enquadram nesta nova versão.

MELHORES ESTRATÉGIAS DE GESTÃO QUE OCUPAM O QUARTO LUGAR EM DIANTE

A2.1 Filtros de areia

Em termos de projecto, há dois tipos: “Austin” e “Delaware”. O “Austin” tem um filtro de ar livre e uma bacia de sedimentação separada. Uma parede separa a bacia de sedimentação e a câmara de filtro. O “Delaware” opera ao longo da borda da bacia de áreas pavimentadas e áreas de estacionamento. Exige menos área para a instalação entre os variados tipos de filtros de areia. Este equipamento consiste na sedimentação e câmara de filtro separada mas difere do “Austin” numa poça permanente que é mantida na câmara de sedimentação.

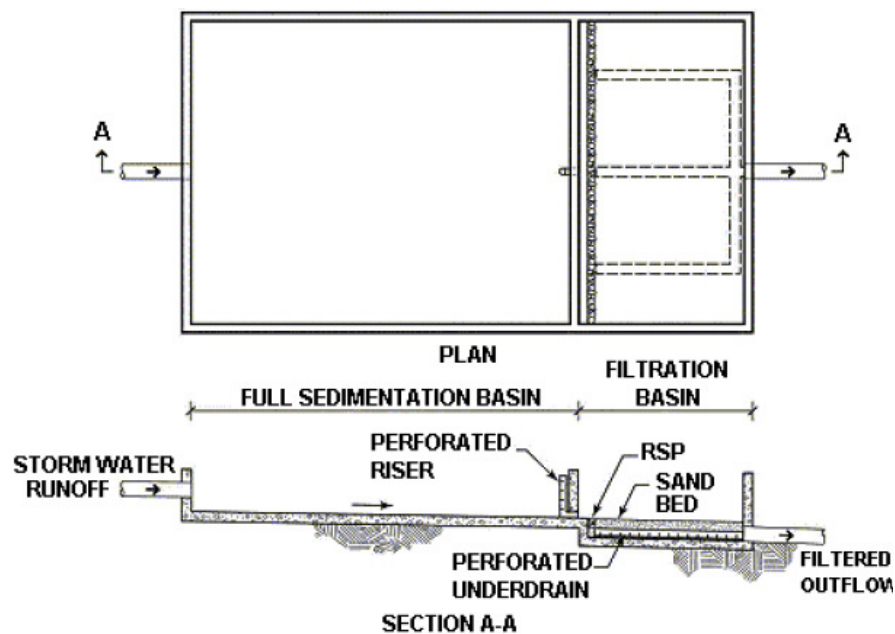


Figura A2.1 - Esquema de um filtro de areia Austin (fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.2 - Filtro de areia Austin (fonte: CALTRANS, 2004)

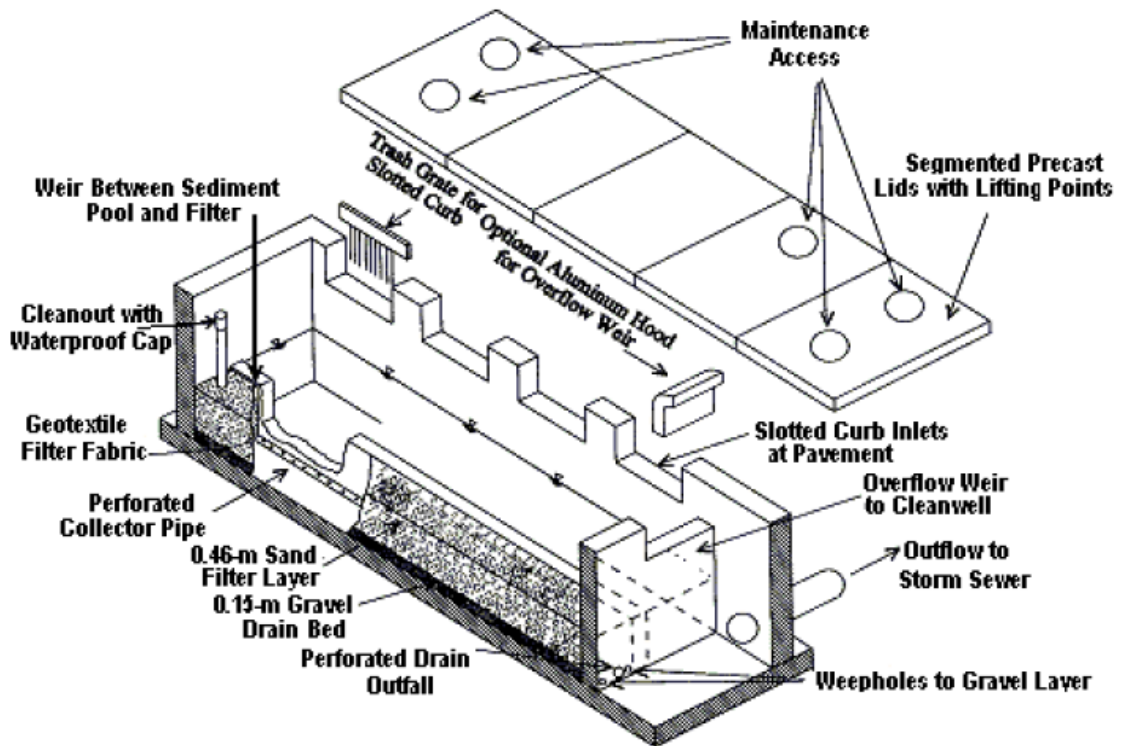


Figura A2.3 - Esquema de um filtro de areia Delaware (fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.4 - Filtro de areia Delaware (fonte: CALTRANS, 2004)

A2.2 Bacias húmidas

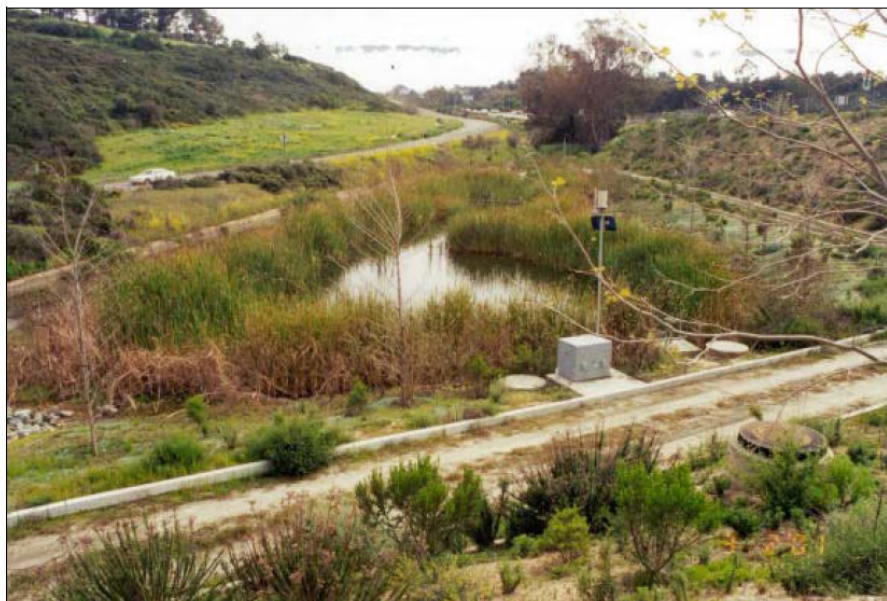


Figura A2.5 – Bacia húmida
(fonte: CALTRANS, 2004)

A2.3 Multi-Chambered Treatment Train (MCTT)

O MCTT (tratamento em série por multi-compartimentos) foi desenvolvido para o tratamento das águas pluviais para reduzir a toxicidade das águas pluviais no ambiente ultra-urbano (PITT *et al.*, 1999).

A zona alvo para a utilização deste dispositivo inclui instalações de serviço particular, áreas de estacionamento e áreas de armazenagem pavimentadas com áreas compreendidas entre 0,1 e 1 ha.

Em termos hidráulicos, o MCTT precisa de um espaço vertical suficiente para funcionar. Precisa de um mínimo com cerca de 1.5 m para o fluxo de gravidade.

A diferença de elevação entre a entrada e a saída deve incluir uma “folga” para a profundidade do poço de entrada, câmara de sedimentação, água em cima do filtro, meio filtrante e para a drenagem subterrânea.

A manutenção inclui a remoção de sedimentos da bacia de sedimentação quando a acumulação ultrapassar os 150 mm e a remoção e reposicionamento do meio filtrante a cada 3 anos.

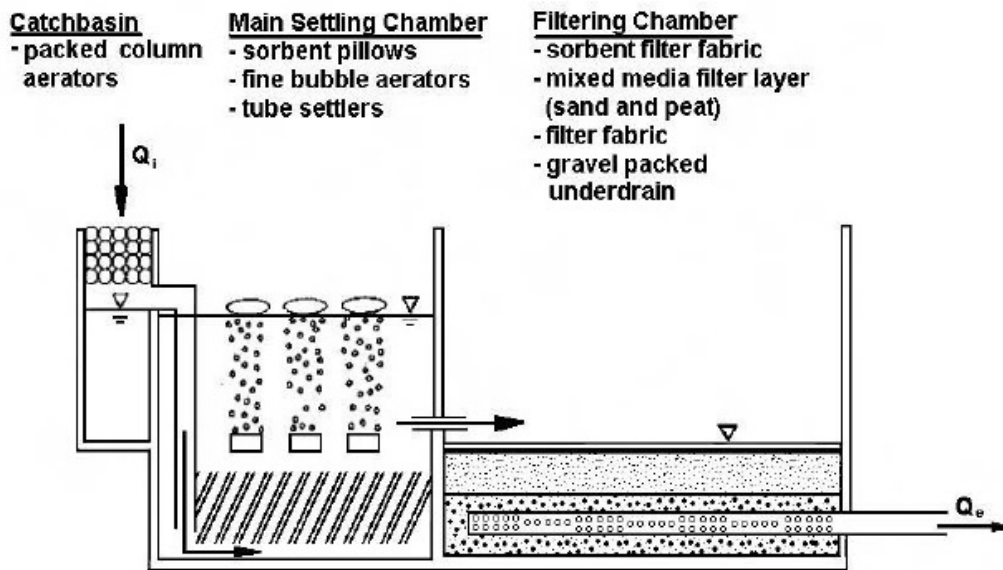


Figura A2.6 – Esquema de um MCTT
(fonte: PITT *et al.*, 1999)



Figura A2.7 - Vista da superfície de um MCTT
(fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.8 - Vista interna de um MCTT
(fonte: CALTRANS, 2004)

A2.4 Drain inlet inserts

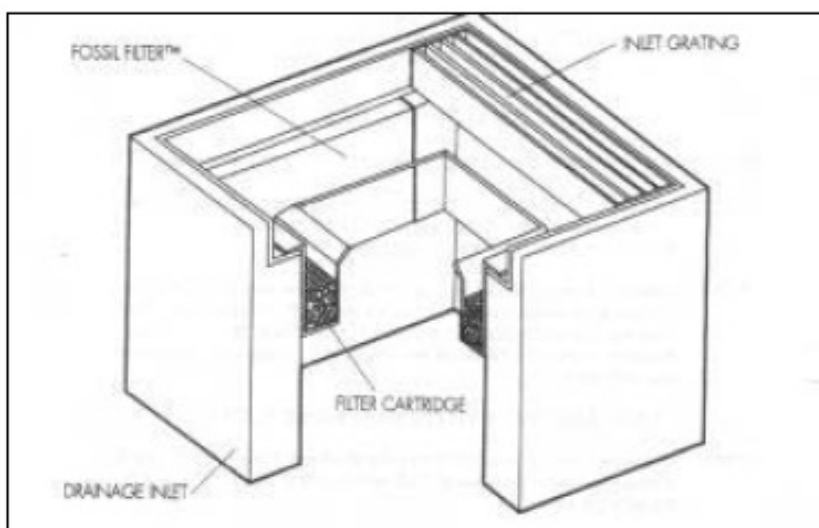


Figura A2.9 - Esquema de um canal de entrada e passagem de água
(fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.10 – Canal de entrada e passagem de água / Filtro
(fonte: CALTRANS, 2004)

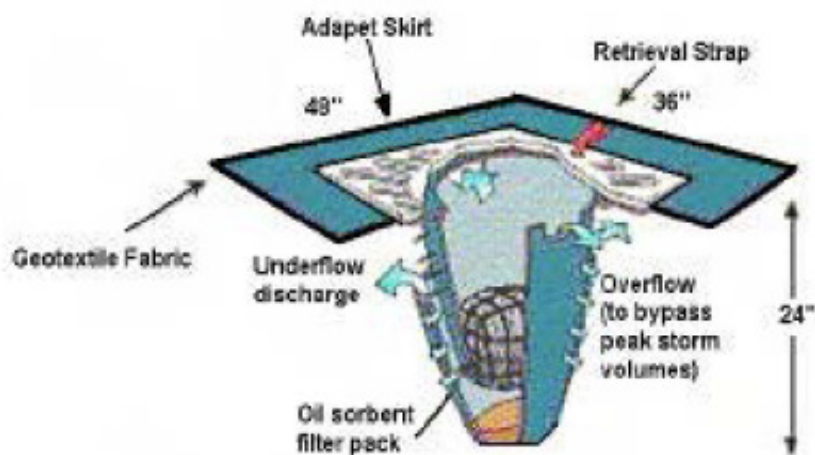


Figura A2.11 - Esquema de um StreamGuard – retenção de gorduras/óleos
(fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.12– StreamGuard – retenção de gorduras/óleos
(fonte: CALTRANS, 2004)

A2.5 Separador óleo-água

O separador óleo-água separa estes dois elementos permitindo que as gotículas de óleo colidam e coalescem para se tornarem glóbulos maiores para depois serem recolhidos no separador. Há três compartimentos no separador: uma câmara a montante, uma câmara de separação de óleo e uma câmara a jusante. A câmara de separação de óleo contém um paralelo, chapa ondulada aderente e uma fibra oleofílica coalescente removível que promovem a separação do óleo e da água. O óleo é recolhido e mantido na segunda câmara.

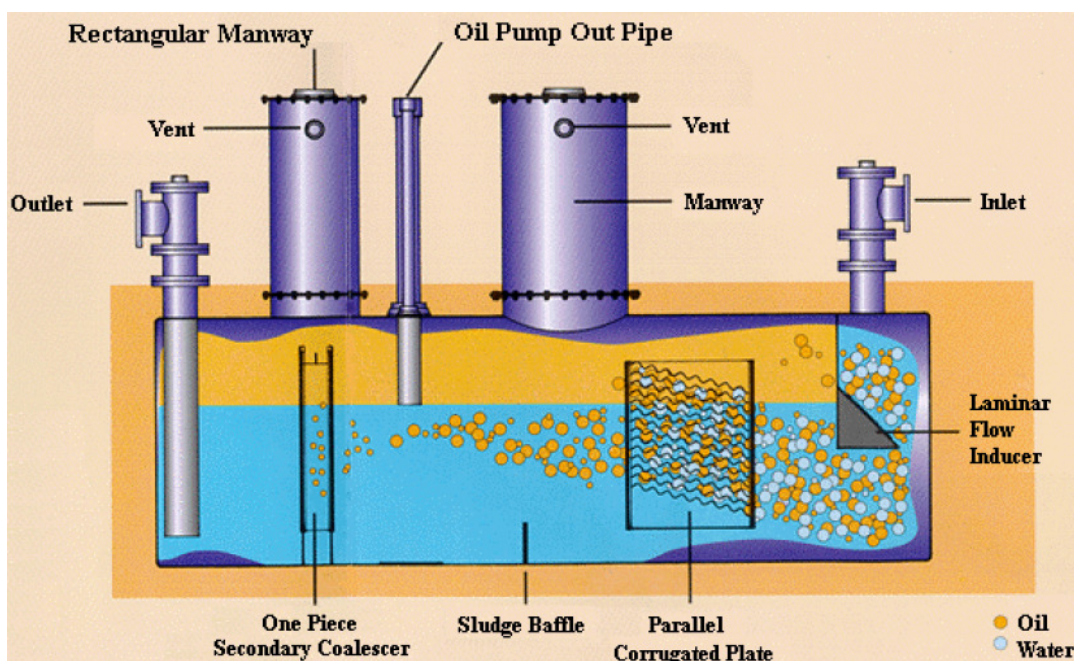


Figura A2.13 - Esquema de um separador óleo-água
(fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.14 - Separador óleo-água
(fonte: CALTRANS, 2004)

A2.6 Continuous Deflective Separators (CDS)

Os separadores flexíveis em contínuo foram desenvolvidos na Austrália e comercializados nos Estados Unidos da América. São equipamentos hidrodinâmicos e têm como objectivo principal a remoção dos poluentes grosseiros (resíduos e materiais flutuáveis) das águas de escorrência. Um objectivo secundário dos CDS é a recolha dos sedimentos e poluentes associados, particularmente as fracções maiores. A manutenção dos CDS inclui a remoção de resíduos do local, limpeza de sedimentos e detritos na caixa de açude e limpeza dos poluentes grosseiros (resíduos e vegetação) do poço.

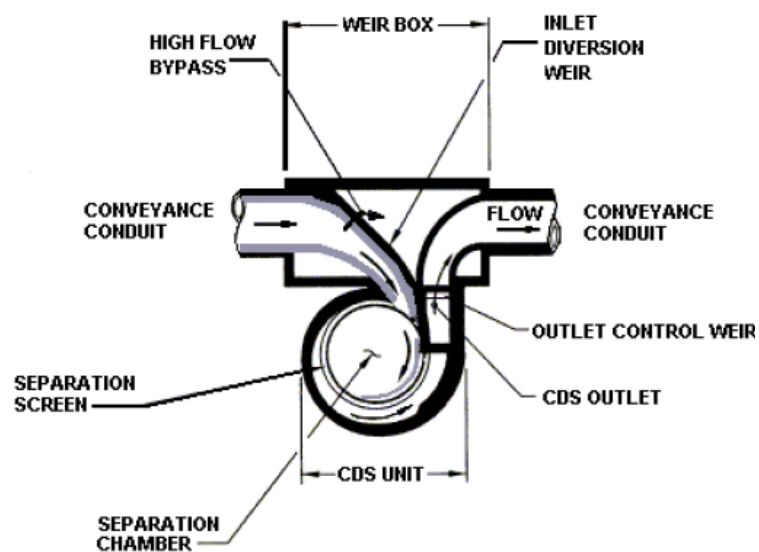


Figura A2.15 – Vista plana de um CDS
(fonte: CALTRANS, 2004)

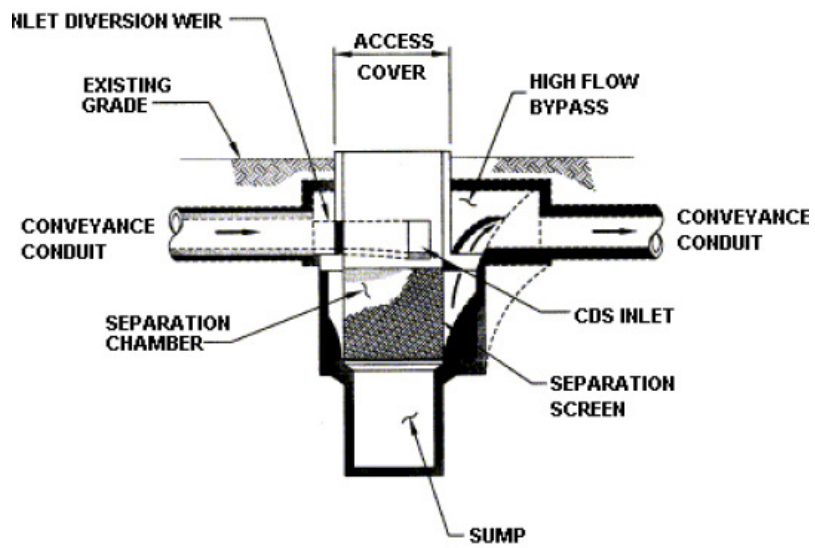


Figura A2.16 – Vista em alçado de um CDS
(fonte: CALTRANS, 2004)



Figura A2.17 – Vista da instalação de um CDS
(fonte: CALTRANS, 2004)

