



Identificação das estradas de Portugal continental onde foram efectuadas monitorizações automáticas de águas de escorrência, no âmbito do G-Terra e em estudos anteriores.

O projecto **G-Terra**, "Directrizes para a Gestão Integrada das Escorrências de Estradas em Portugal", financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia, teve início em Janeiro de 2008. Nele participaram o Laboratório Nacional de Engenharia Civil, I.P. (LNEC), que coordenou o projecto; a Universidade do Minho (U. Minho); o Instituto Politécnico de Viseu (IPV); o Instituto da Água, I.P. (INAG) e a Estradas de Portugal, S.A. (EP). O **G-Terra** contou ainda com a participação do consultor Michael Whitehead, da *Highways Agency*, que coordenou um estudo recente similar, porém de âmbito mais alargado, no Reino Unido e permitiu contextualizar os resultados obtidos no **G-Terra**.

É ainda de realçar o relevante apoio de concessionárias de estradas, nomeadamente da BRISA, S.A.; da EUROSCUT, S.A. e da ASCENDI, S.A. indispensável à realização dos estudos de monitorização.

As tarefas do **G-Terra** visaram o estabelecimento de directrizes para uma melhor gestão das escorrências de estradas no âmbito do cumprimento de objectivos da legislação nacional e comunitária, protegendo o meio ambiente – em particular os recursos hídricos. Através da monitorização de 5 casos de estudo, o projecto aprofundou o conhecimento sobre a qualidade das escorrências de estradas em Portugal, permitindo apontar para um conjunto específico de poluentes que devem ser sempre atendidos, nomeadamente: Zn, Cu, Fe, SST e CQO. Estes poluentes rodoviários encontram-se presentes de forma mais significativa e constante – por apresentarem concentrações mensuráveis e/ou superiores aos valores limites de emissão estipulados no Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98.

**Este Guia é um dos resultados finais do projecto e a sua publicação visa difundir conhecimentos considerados relevantes, privilegiando a sua aplicação prática.**



## DIRETRIZES PARA A GESTÃO INTEGRADA DAS ESCORRÊNCIAS DE ESTRADAS EM PORTUGAL

Directrizes para a Gestão Integrada das Escorrências de Estradas em Portugal



Editado por  
**Ana Estela Barbosa**

### OS AUTORES

**Ana Estela Barbosa**, PhD  
Investigadora Auxiliar  
Dep. de Hidráulica e Ambiente  
LNEC, I.P.

**Ana Telhado**  
Engenheira do Ambiente  
INAG, I.P.

**Jessica Calço**  
Engenheira Civil  
EUROSCUT, S.A.

**João Nuno Fernandes**  
Engenheiro Civil  
Bolseiro de Doutoramento  
Dep. de Hidráulica e Ambiente  
LNEC, I.P.

**José Vieira**, PhD  
Professor Catedrático  
Universidade do Minho

**Luísa Vales de Almeida**  
Engenheira do Ambiente  
Estradas de Portugal, S.A.

**Michael Whitehead**, MSc  
Principal Policy Advisor (Water)  
Environment Group  
Highways Agency, U.K.

**Paulo J. Ramisio**, PhD  
Professor Auxiliar  
Universidade do Minho

**Pedro Baila Antunes**, MSc  
Professor Adjunto  
Escola Superior de Tecnologia  
e Gestão de Viseu

**Rita Baguinho**  
Engenheira do Ambiente  
Estradas de Portugal, S.A.

# **DIRECTRIZES PARA A GESTÃO INTEGRADA DAS ESCORRÊNCIAS DE ESTRADAS EM PORTUGAL**

**Editado por**

**Ana Estela Barbosa**

Departamento de Hidráulica e Ambiente  
Laboratório Nacional de Engenharia Civil

Estudo realizado com o financiamento da

**FCT** Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR

# **FICHA TÉCNICA**

## **TÍTULO**

DIRECTRIZES PARA A GESTÃO INTEGRADA DAS ESCORRÊNCIAS DE  
ESTRADAS EM PORTUGAL

## **AUTORIA**

Ana Estela Barbosa

Ana Telhado

Jessica Caliço

João Nuno Fernandes

José Vieira

Luísa Vales de Almeida

Michael Whitehead

Paulo J. Ramísio

Pedro Baila Antunes

Rita Baguinho

## **EDIÇÃO**

Laboratório Nacional de Engenharia Civil

## **IMPRESSÃO**

Europress, Lda.

Edição de 500 exemplares

## **DATA**

Lisboa, Março de 2011

## **DEPÓSITO LEGAL**

327461/11

# ÍNDICE

Agradecimentos .....	VII
Preâmbulo.....	IX
1   Introdução.....	1
1.1 Relevância do tema.....	1
1.2 Enquadramento e caracterização das escorrências rodoviárias .....	2
1.3 Projecto G-Terra.....	5
1.4 Objectivos e utilização do guia.....	6
2   Enquadramento legal e recomendações para a descarga.....	9
2.1 O desafio da Directiva-Quadro da Água .....	9
2.2 Normas de protecção do meio hídrico receptor .....	11
2.3 Limites de descarga de águas residuais.....	12
2.4 Requisitos da Estradas de Portugal, SA.....	13
2.5 Directrizes do Instituto da Água .....	15
3   Tipos de poluentes e poluentes-chave .....	19
3.1 Introdução .....	19
3.2 Poluição crónica com origem na circulação de viaturas .....	20
3.3 Poluição temporal resultante da manutenção da rodovia.....	22
3.4 Poluição resultante de derrames acidentais .....	23
3.5 Poluentes-chave para a caracterização e o controlo da poluição rodoviária .....	24
4   Avaliação dos impactes de escorrências rodoviárias.....	29
4.1 Introdução .....	29
4.2 Procedimentos da avaliação de impactes das escorrências .....	29
4.3 Concentrações e cargas poluentes.....	31
4.4 Características dos poluentes nas escorrências rodoviárias nacionais .....	32
4.5 Recomendações para previsão de concentrações em escorrências de estradas .....	33
4.5.1 O PREQUALE: a equação e as variáveis.....	34
4.5.2 Modelo PREQUALE 1.1.....	36
4.5.3 Análise crítica do PREQUALE 1.1.....	37
5   Monitorização de águas de escorrência de estradas.....	39
5.1 Níveis de monitorização.....	39

5.1.1	<i>Monitorização manual</i> .....	39
5.1.2	<i>Monitorização manual com recolha de várias amostras</i> .....	40
5.1.3	<i>Monitorização automática</i> .....	40
5.2	Seleção do local e dos métodos de monitorização.....	40
5.3	Parâmetros de qualidade de base a determinar .....	41
5.4	Equipamentos de monitorização e sua instalação.....	42
5.4.1	<i>Amostrador automático</i> .....	42
5.4.2	<i>Udómetro</i> .....	43
5.4.3	<i>Equipamentos para medição de caudal</i> .....	43
5.4.4	<i>Módulo de comunicações</i> .....	44
5.5	Escolhas na implementação da monitorização.....	46
5.5.1	<i>Quando deve ser despoletada a amostragem?</i> .....	46
5.5.2	<i>Programação do tempo para a recolha de amostras</i> .....	46
5.6	Tratamento de resultados .....	47
5.7	Relatórios de monitorização e apresentação de resultados.....	48
6	Sistemas de controlo e tratamento .....	51
6.1	Recomendações para o sistema de drenagem .....	51
6.2	Controlo de derrames acidentais .....	52
6.3	Sistemas de tratamento .....	53
6.3.1	<i>Introdução e objectivos</i> .....	53
6.3.2	<i>Valas vegetadas</i> .....	54
6.3.3	<i>Sistema de detenção - Bacias secas</i> .....	56
6.3.4	<i>Sistemas de retenção - Bacias molhadas</i> .....	57
6.3.5	<i>Bacias vegetadas</i> .....	59
6.3.6	<i>Sistemas de infiltração</i> .....	61
6.3.7	<i>Sistemas de filtração</i> .....	64
6.3.8	<i>Considerações finais</i> .....	67
6.4	Operação e manutenção do sistema .....	68
6.4.1	<i>Desmatação</i> .....	68
6.4.2	<i>Limpeza</i> .....	69
6.4.3	<i>Manutenção das instalações</i> .....	70
6.4.4	<i>Conservação dos sistemas</i> .....	70
6.5	Avaliação da eficácia do sistema.....	71
7	Referências.....	75
8	Anexo – Gamas de concentrações em águas de escorrência de estradas nacionais .....	81

## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Exemplos de variáveis de entrada em modelos de previsão de concentrações médias em escorrências de estradas. (Barbosa, 2007) .....	4
Quadro 2 – Valores Limites de Emissão do Anexo XVIII do Decreto-Lei 236/98, pertinentes para controlo de AEE. ....	13
Quadro 3 – Parâmetros relevantes para a caracterização da qualidade de escorrências de estradas.....	24
Quadro 4 – Resumo de CME e cargas poluentes para os poluentes rodoviários significativos em Inglaterra. (Adaptado de Crabtree <i>et al.</i> , 2008) .....	27
Quadro 5 – Concentrações Média do Lugar (CML) para poluentes relevantes em estradas nacionais. ....	33
Quadro 6 – Resumo das variáveis A, I, P, e $P_{\text{anual}}$ relativas às estradas que geraram o PREQUALE 1.1.....	37
Quadro 7 – Coeficientes de regressão $\alpha_i$ , $\beta_1$ , $\beta_2$ , $\beta_3$ e $\beta_4$ , para afectar as variáveis A, I, P, e $P_{\text{anual}}$ , e coeficientes de determinação das regressões lineares múltiplas. ....	37
Quadro 8 – Intervalos das variáveis para os quais o PREQUALE 1.1 foi validado. ....	38
Quadro 9 – Tratamento simplificado de resultados da monitorização de escorrências de estradas.....	47
Quadro 10 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente ao troço e à envolvente. ....	48
Quadro 11 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente à precipitação e a volumes de águas de escorrência de estradas (estão sublinhados os dados mais significativos).....	49
Quadro 12 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente à apresentação de resultados. ....	50
Quadro 13 – Resultados de casos de estudo com valas vegetadas. ....	56
Quadro 14 – Resultados de casos de estudo com bacias secas. ....	57
Quadro 15 – Resultados de casos de estudo com bacias molhadas. ....	58
Quadro 16 – Resultados de casos de estudo em sistemas de infiltração. ....	64
Quadro 17 – Resultados de casos de estudo em sistemas de filtração. ....	67

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de Portugal com a identificação dos locais (estradas nacionais) onde já foram efectuadas monitorizações automáticas de águas de escorrência, quer no âmbito do G-Terra quer noutros estudos. ....	7
Figura 2 – Fluxograma para a definição de zonas hídras sensíveis aos poluentes rodoviários. ....	17
Figura 3 – Esquema das principais origens dos poluentes que integram as águas de escorrência de estradas. ....	19
Figura 4 – Esquema com as principais componentes das viaturas que contribuem com poluentes. ....	20
Figura 5 – Depósitos de sal e máquinas para a sua aplicação numa auto-estrada da Eslovénia. ....	22
Figura 6 – a) Amostrador automático de recolha de águas residuais; b) Pormenor da colocação das garrafas no amostrador (ISCO, 1996). ....	43
Figura 7 – Colocação adequada de um udómetro numa estação de monitorização de águas de escorrência de estradas. ....	43
Figura 8 – Vários tipos de descarregadores implementados em sistemas de medição de caudal em fluxo aberto. ....	44
Figura 9 – a) Desenho esquemático de uma estação automática de monitorização das escorrências de estradas. b) Fotografia da estação automática implementada num troço da auto-estrada A25 no âmbito do Projecto G-Terra. ....	45
Figura 10 – Estrutura para a recolha não automática das amostras (auto-estrada A22). ....	46
Figura 11 – Representação de uma vala vegetada. ....	55
Figura 12 – Representação de um sistema de retenção. ....	59
Figura 13 – Representação esquemática de um poço. ....	64
Figura 14 – Representação de uma vala de infiltração. ....	65

## AGRADECIMENTOS

---

Ao Eng.º Victor Santiago da BRISA, Auto-Estradas de Portugal, SA, pela autorização para monitorização da A1 e da A3 e, ainda, ao Eng.º Pinto dos Santos e ao Eng.º Rui Beja, do Centro Operacional de Leiria, e ao Eng.º António Azeredo do Centro Operacional de Ponte de Lima a disponibilidade e o apoio prestado na infra-estruturação do local.

À EUROSCUT - Sociedade Concessionária da Scut do Algarve, S.A. nomeadamente, ao Eng.º Pedro Pinto a autorização para efectuar a monitorização e infra-estruturar o local e, em particular, à Eng.ª Jessica Caliço todo o apoio concedido no dia-a-dia da monitorização. Sem esta profícua colaboração teria sido impossível concretizar o caso de estudo da A22 - Via Infante de Sagres, geograficamente bastante distante da localização do LNEC.

À Dr.ª Rita Paquete e Eng.ª Cristina Pimentel do Laboratório de Engenharia Sanitária da Universidade do Algarve e à Eng.ª Ana Paula Coimbra e ao Doutor Massa Medeiros da Controlab pela amabilidade na coordenação do rigor analítico com a limitação do volume das amostras.

À Doutora Paula Freire e Doutor Luís Portela, do Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras do DHA, LNEC, pela possibilidade de utilização do seu Laboratório para a gestão das amostras e equipamentos, no âmbito da monitorização à A1.

Ao Eng.º Nuno Mondril, da Autoridade Nacional de Protecção Civil, por gentilmente actualizar as informações relativas à ocorrência de acidentes rodoviários envolvendo o transporte de mercadorias perigosas.

Ao Departamento de Física da Universidade de Aveiro, na pessoa da Professora Doutora Maria de los Dolores Manso Orgaz, pela disponibilidade de dados e instalação de equipamentos na Estação Meteorológica da Universidade de Aveiro.

À ASCENDI, S.A. pela autorização e apoio prestado, incluindo a disponibilização de dados, na monitorização e investigação científica das águas de escorrência de estrada da A25.



## PREÂMBULO

---

Este livro reúne um conjunto de dados e conhecimentos, alguns deles fazendo parte da formação académica e experiência profissional dos autores e não resultando directamente do Projecto G-Terra. No entanto, foi este projecto que catalisou e apoiou a sua materialização, através do financiamento concedido pela Fundação para a Ciência e Tecnologia.

Naturalmente, o G-Terra permitiu a toda a equipa uma aprendizagem mútua que também se encontra expressa neste livro. Ainda que, como seria de esperar, os pontos de vista e as abordagens seguidas em cada capítulo sejam da responsabilidade dos respectivos autores.

Como coordenadora do G-Terra gostaria de reconhecer em toda a equipa e agradecer-lhes o melhor esforço colocado no desenvolvimento do projecto e na resolução das questões surgidas. Muitas tarefas envolveram a complicada gestão de equipamentos, condições meteorológicas inesperadas e a execução, em simultâneo, de outras tarefas profissionais inadiáveis.

Obrigada também, a todos os que se localizam mais longinquamente, pela disponibilidade para as deslocações a Lisboa, ao LNEC, para reuniões e workshops.

Ana Estela Barbosa



*Ana Estela Barbosa  
Michael Whitehead*

## 1.1 Relevância do tema

As escorrências de estradas são reconhecidas como uma fonte potencial de poluição difusa; desta forma existe a responsabilidade por parte das autoridades nacionais e dos responsáveis das auto-estradas de garantir que estas descargas irão cumprir com a legislação ambiental pertinente, incluindo a Directiva-Quadro da Água 2000/60/EC (DQA).

A DQA introduziu um novo contexto para a gestão dos recursos hídricos na União Europeia. A sua implementação em Portugal ocorreu em Dezembro de 2005 com a publicação da Lei n.º 58/2005, designada por “Lei da Água” que estabelece 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 potenciais riscos das descargas das escorrências rodoviárias no meio. A DQA estabelece no seu artigo 4º, os seguintes objectivos:

1. Prevenir a deterioração do estado de todas as massas de água superficiais e subterrâneas;
2. 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.

Um aspecto-chave da Directiva é a introdução de novas classificações de estado, as quais irão descrever o estado ecológico e químico das massas de água. O estado geral da massa de água será determinado pela mais baixa destas classificações. Para o caso das águas subterrâneas os objectivos não pretendem apenas protegê-las de substâncias perigosas e da sua excessiva extracção, mas também reconhecer a relação entre estas e as águas superficiais.

A formulação e definição destes “bom estado químico e bom estado ecológico” ainda está a ser estabelecida em alguns países europeus, entre eles Portugal. No entanto, é óbvio que será adoptada uma abordagem mais abrangente que a anterior, pois irá focar-se no estado ecológico duma maneira que antes não ocorria. A garantia que as Autoridades das Estradas

serão capazes de projectar e explorar estradas que não coloquem em causa estes novos requisitos é problemática porque:

1. Existe uma compreensão limitada dos complexos processos químicos das escorrências de estradas;

2. O estado da arte presente ainda não é suficientemente preciso para prever os efeitos dos poluentes das escorrências de estradas no meio hídrico receptor.

O conceito de desenvolvimento sustentado encontra-se no âmago da DQA, encorajando o desenvolvimento de soluções sustentáveis para a gestão da água. Existe alguma informação quanto à eficiência de alguns tipos de sistemas para tratamento das escorrências de estradas mas é ainda limitada, podendo ser utilizada pelos projectistas apenas como um indicador. Seria necessário angariar mais dados no sentido de definir parâmetros de projecto optimizados para um bom desempenho ambiental.

Se não existirem metodologias robustas para a avaliação de riscos, bem como processos de demonstrar a eficácia de medidas de mitigação, os responsáveis pelas estradas poderão ter que implementar, sem necessidade, sistemas de tratamento complexos e onerosos, de forma a cumprir com os objectivos da DQA. De forma análoga, o risco poderia ser subestimado em outros casos. Em qualquer dos extremos, um conhecimento condiciona as possibilidades de se gerarem soluções sustentáveis.

Assim, é importante desenvolver directrizes de decisão melhoradas, tanto nas circunstâncias e lugares em que descargas de escorrências rodoviárias podem originar impactes significativos no ambiente aquático receptor, como quando tal não sucede. Em contrapartida, este processo melhorará a tomada de decisão no que respeita à necessidade e escala de qualquer obra de relevo destinada à mitigação de impactes, tornando as soluções escolhidas mais sustentáveis.

## **1.2 Enquadramento e caracterização das escorrências rodoviárias**

As escorrências rodoviárias são por vezes consideradas como um efluente de características bem definidas e constantes, mas na realidade constituem uma matriz complexa de substâncias poluentes interligadas e dependentes das características do local onde são geradas. O potencial impacte das escorrências numa estrada deve ser analisado avaliando em simultâneo o seu conteúdo poluente e as características do meio hídrico receptor.

As viaturas, o desgaste do pavimento e do material de sinalização rodoviária e as actividades de manutenção da estrada produzem uma gama variada de poluentes. Estes encontram-se numa maneira geral bem documentados a nível internacional. Há a considerar as alterações que possam ocorrer ao longo do tempo, na composição dos combustíveis, nos motores e nos próprios materiais de construção das viaturas, que tornam necessária uma contínua actualização deste conhecimento. Em particular, a nível nacional cada país deverá caracterizar

de forma consistente as escorrências rodoviárias, conhecendo as gamas de concentrações dos poluentes mais marcantes bem como saber quais os que surgem em concentrações e massas elevadas a ponto de colocar, desde logo, em risco o bom estado do meio hídrico receptor.

Por exemplo, no Reino Unido uma revisão de dados históricos levada a cabo nos anos 90 indicou que as concentrações de poluentes em águas de escorrência de estradas eram baixas e, muitas vezes, próximas do limite de quantificação analítica (Crabtree *et al.*, 2004). A abordagem pausada e intermitente a estudos de monitorização de escorrências rodoviárias conduziram no Reino Unido a limitadas possibilidades de comparação directa de concentrações e cargas poluentes observadas em estudos mais recentes (Moy *et al.*, 2003). Este processo tornou difícil a identificação fidedigna dos poluentes mais significativos, das relações causa-efeito subjacentes e dos potenciais riscos ambientais. Este ritmo de evolução, ocorrido no Reino Unido, é semelhante ao verificado em Portugal, embora aqui se tenha dado de forma mais condensada no tempo, visto o primeiro estudo de monitorização ter ocorrido mais tardiamente, em concreto em 1996-98 (Barbosa, 1999).

É reconhecido que a poluição crónica das escorrências de estradas pode causar impactes negativos no estado químico e/ou ecológico das massas de água receptoras (Luker e Montague, 1994; Maltby *et al.*, 1995; Ellis e Mitchell, 2006; Bruen *et al.*, 2006; Kayhanian *et al.*, 2003 e 2007), quando se reúnem condições para tal. Essas condições encontram-se relacionadas com as características da estrada, o processo precipitação-escoamento e o tipo e condição das massas de água receptoras das descargas.

Metodologias de análise e modelos de previsão da qualidade de escorrências de estradas, através de concentrações ou cargas poluentes, são necessários, tanto para o objectivo de gestão dos recursos hídricos como para justificar a necessidade de sistemas de tratamento de escorrências rodoviárias. A tomada de consciência desta urgência é cada vez maior. Os modelos referidos são baseados no estabelecimento de relações entre concentrações de poluentes e variáveis associadas ao troço da estrada (volumes de tráfego, área drenada impermeabilizada e uso do solo adjacente à estrada, etc.) e ao clima, sobretudo à precipitação (precipitação total, intensidade e duração da precipitação, períodos secos antecedentes, etc.). O Quadro 1 apresenta uma síntese das variáveis consideradas em vários modelos de determinação de concentrações médias em escorrências de estradas.

No Reino Unido e após um trabalho de investigação recente, efectuado entre 2002 e 2009, numa colaboração entre a *Highways Agency* e a *Environmental Agency*, identificaram-se factores relacionados com o local e as características do evento de precipitação que afectam as concentrações de poluentes nas escorrências rodoviárias (Crabtree *et al.*, 2008) Desta forma, as características observadas que afectam as concentrações de **cobre** e **zinco** foram o

*Tráfego Médio Diário Anual (TMDA)* e a *região climática*<sup>1</sup>. As variáveis associadas ao evento que se revelaram importantes são: a *precipitação do mês ou do evento*; a *intensidade máxima horária de precipitação* e o *período seco antecedente*. Outros factores investigados mas que não revelaram ter uma influência significativa na concentração de poluentes foram a precipitação total do evento e a intensidade média do evento.

**Quadro 1 – Exemplos de variáveis de entrada em modelos de previsão de concentrações médias em escorrências de estradas.** (Barbosa, 2007)

Driver & Tasker (1990)	Kayhanian <i>et al.</i> (2003)	Sétra (2007)
Área drenada total ; % area impermeável; Volume total de precipitação	TMDA <sup>(1)</sup> ; Área drenada ; Volume do evento; Intensidade de precipitação máxima;	TMDA <sup>(1)</sup> ; Área drenada impermeável; Precipitação média anual
Observações: Os coeficientes são expressos para 3 regiões diferentes, definidas com base na precipitação média anual.	Período seco antecedente; Precipitação sazonal cumulativa.	Observações: As secções de estrada são definidas como “abertas” ou “confinadas” <sup>(2)</sup> .

<sup>(1)</sup> TMDA= Tráfego Médio Diário Anual

<sup>(2)</sup> “Local aberto”= quando a forma dos taludes laterais da estrada não impedem a dispersão atmosférica de poluentes; “Local confinado”= quando ambos os taludes laterais da estrada limitam a dispersão atmosférica de poluentes. Fisicamente, estas fronteiras devem ter pelo menos 100 m de comprimento e 1,50 m de altura.

O potencial impacte dos poluentes na ecologia das águas superficiais encontra-se também dependente das características do meio hídrico receptor, particularmente de aspectos da qualidade da água como a dureza e o volume e velocidade do escoamento.

Por exemplo, linhas de água com baixo escoamento, apresentam um potencial inferior para diluir as escorrências de estradas, sendo por isso mais vulneráveis que aquelas que têm caudais com volume elevado. De forma idêntica, os metais tornam-se mais tóxicos em águas macias. Aliás, este é um aspecto que ilustra a relevância de avaliações de impactes com base em variáveis locais, visto que os níveis de metais solúveis tendem a ser mais elevados em

<sup>1</sup> A região climática foi definida com base na precipitação média anual: *Região húmida* (>800 mm) e *Região seca* (<800 mm). *Regiões frias* apresentam temperatura média anual de inverno < 3°C; nas *Regiões quentes* essa variável é > 3°C.

águas macias e com pH baixo. Assim, nestes meios os limites de toxicidade devem ser mais baixos. Os EUA têm tabelas com limites de toxicidade para metais pesados, dependentes de escalas de dureza do meio hídrico. (Barbosa, 2002)

Quando as velocidades de escoamento/renovação são baixas ou próximas de zero (caso de lagos, albufeiras e determinados canais) existe maior probabilidade de sedimentação próximo do ponto de descarga.

O risco de poluição subterrânea é afectado pela mineralogia do solo ou rocha; pela profundidade da zona não saturada e pela natureza das fissuras ou poros entre o ponto de descarga e as águas subterrâneas receptoras. Aspectos ligados à avaliação de impactes das escorrências rodoviárias serão considerados no Capítulo 5. Duma maneira geral, as massas de água subterrâneas são menos susceptíveis à poluição pelas formas particuladas, permanecendo no entanto o risco associado aos poluentes solúveis.

### **1.3 Projecto G-Terra**

O projecto G-Terra, “Directrizes para a Gestão Integrada das Escorrências de Estradas em Portugal”, financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia, FCT, (Projecto PTDC/AMB/64953/2006) teve início em Janeiro de 2008 e finaliza oficialmente a 30 de Junho de 2011. Envolveu, como participantes e parceiros, diversas instituições: o Laboratório Nacional de Engenharia Civil, I.P. (LNEC), a Universidade do Minho (U. Minho), o Instituto Politécnico de Viseu (IPV), o Instituto da Água, I.P. (INAG) e a Estradas de Portugal. S.A. (EP). Além destes, o G-Terra contou ainda com o apoio do consultor inglês Michael Whitehead, da *Highways Agency* do Reino Unido. Esta última participação foi muito relevante por permitir um paralelo com outro país europeu, o qual desenvolveu um estudo com alguns objectivos similares ao do G-Terra, embora com uma abrangência e recursos materiais e humanos consideravelmente mais alargados.

O projecto G-Terra inclui a monitorização de 5 casos de estudo. Dois destes locais, nomeadamente a A1 junto a Fátima e a A25 junto a Aveiro, foram já objecto de campanhas de monitorização anteriores e beneficiaram de uma actualização de dados. Os outros três casos de estudo foram escolhidos em conformidade com os critérios de representatividade geográfica nacional, caracterizando, assim, diferentes regiões de precipitação. Estes locais foram a A22, junto a Alcantarilha (Algarve) e dois locais próximos aos nós da A3: Santo Tirso e Ponte de Lima.

A Figura 1 localiza no mapa de Portugal continental locais monitorizados de forma automática e contínua (ao longo do evento de precipitação), incluindo os casos de estudo do G-Terra e outros estudos nacionais. As gamas de concentrações obtidas nestes estudos nacionais são apresentadas no Anexo.

Entre os objectivos do projecto encontrava-se o estudo da origem e presença dos poluentes das escorrências de estradas em Portugal e o estabelecimento de relações, tanto entre eles como entre eles e variáveis caracterizadoras das estradas, a nível regional e nacional. Esta e outras tarefas visavam conduzir ao estabelecimento de directrizes para uma melhor gestão das escorrências de estradas no âmbito do cumprimento dos objectivos da legislação nacional e comunitária. Este documento é um dos resultados finais do projecto e a sua publicação visa difundir conhecimentos considerados relevantes, privilegiando a sua aplicação prática.

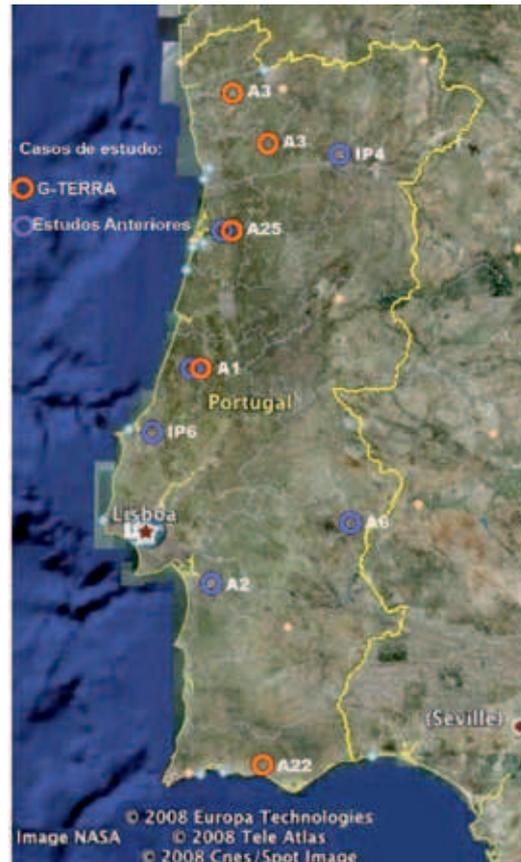
#### **1.4 Objectivos e utilização do guia**

Este Guia tem como objectivo principal o sintetizar de forma pragmática o mais recente conjunto de conhecimentos e metodologias, que permitem:

- i. Entender a dimensão dum problema causado no meio receptor, pela descarga de águas de escorrência rodoviárias;
- ii. Informar do conhecimento nacional resultante da monitorização das características das escorrências nacionais e seus principais poluentes;
- iii. Apoiar a selecção de método(s) adequado(s) à gestão ambientalmente sustentável das escorrências de estradas, tendo em conta a legislação vigente, as características do local e das descargas.

Este Guia é destinado a todos aqueles que, integrados na administração pública, no sector privado ou afins, têm que avaliar os impactes causados pelas descargas de escorrências rodoviárias; definir num quadro de precaução e cumprimento da legislação, medidas de controlo da poluição e ainda, averiguar a eficácia destas ao longo do tempo.

O conteúdo do Guia foi discutido por todos os participantes no projecto. Pretende-se que haja um enquadramento teórico sucinto de cada matéria, e que cada capítulo apresente metodologias e opções de prática e gestão, compreensíveis na sua íntegra e passíveis de serem aplicadas no contexto geográfico, climático, administrativo e legislativo nacionais.



**Figura 1 – Mapa de Portugal com a identificação dos locais (estradas nacionais) onde já foram efectuadas monitorizações automáticas de águas de escorrência, quer no âmbito do G-Terra quer noutros estudos.**



## 2 | ENQUADRAMENTO LEGAL E RECOMENDAÇÕES PARA A DESCARGA

---

*José Vieira  
Rita Baguinho e Luísa Vales de Almeida  
Ana Telhado*

### 2.1 O desafio da Directiva-Quadro da Água

Os desenvolvimentos económico e tecnológico, dependentes da disponibilidade de fontes de água facilmente acessíveis, determinaram uma contínua degradação da qualidade dos recursos hídricos disponíveis, tendo conduzido, sobretudo na Europa e na América do Norte, a preocupações no controlo da poluição da água, através da publicação de legislação específica. Esta sensibilização para o problema da qualidade da água, que, de início, se baseava primordialmente em conceitos económicos de minimização de custos associados a doenças transmitidas por via hídrica e de custos de tratamento de água indispensáveis aos processos de fabrico nas indústrias foi, paulatinamente, ganhando novas dimensões baseadas em conceitos inovadores de protecção da Natureza, considerando os meios hídricos não só como um recurso mas também como sistemas ambientais a preservar.

A dependência humana do funcionamento contínuo e equilibrado do ecossistema global aconselha a que sejam promovidas e aplicadas políticas de gestão baseadas num uso sustentável da água. O desafio que se coloca é, pois, o de satisfazer as necessidades da sociedade actual (em energia e usos domésticos, agrícolas e industriais) e suas perspectivas de evolução social e económica (crescimento populacional, desenvolvimento industrial), num cenário de progressiva escassez de água em quantidade e qualidade aceitáveis, protegendo, simultaneamente, a saúde do ambiente aquático e o serviço prestado pelo ecossistema de água doce.

No conjunto dos países da União Europeia tem-se assistido a uma progressiva integração de políticas ambientais, constituindo a DQA-Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000) um instrumento que estabelece um quadro de acção comunitária extremamente ambicioso no domínio da política da água, numa perspectiva de sustentabilidade, assumindo particular relevância para a fundamentação da necessidade de harmonização de metodologias e compatibilização de estratégias a adoptar na gestão da água à escala da bacia hidrográfica.

A DQA, transposta para o ordenamento jurídico português pela Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) e pelo Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de Março, estabelece um quadro comum para a protecção das águas superficiais (interiores, de transição e costeiras) e das águas subterrâneas da União Europeia, visando prevenir a degradação e proteger o estado dos ecossistemas aquáticos e a qualidade das águas, promover o uso sustentável da água e contribuir para a mitigação dos efeitos das cheias e das secas.

O texto e o espírito da DQA visam dar respostas eficazes para inverter a crescente deterioração da qualidade das águas e manter e proteger o ambiente aquático, de modo a alcançar o bom estado das águas comunitárias até 2015. Concretamente, no que diz respeito a águas superficiais são estabelecidos objectivos ambientais que se traduzem em instituir um sistema combinado de controlo da poluição, estabelecendo ao mesmo tempo valores limite de emissão e objectivos de qualidade da água, reduzindo progressivamente a contaminação devida a substâncias prioritárias e interromper ou suprimir as descargas e perdas de substâncias perigosas. Procura-se, desta forma, alcançar um bom estado ecológico destas águas que se materializa na consideração de vários factores determinantes para a saúde dos ecossistemas aquáticos, nomeadamente químicos, hidromorfológicos e condições dos habitats.

Relativamente a águas subterrâneas, é reconhecido que o seu estado quantitativo e qualitativo pode influenciar a ecologia das águas superficiais, razão pela qual as águas subterrâneas devem ser consideradas como uma parte essencial e indivisível do ciclo hidrológico. Porém, é também bem salientado que estas águas têm características especiais que as distinguem das superficiais: muitas vezes são poluídas sem que os poluidores ou utilizadores disso tenham consciência; virtualmente não apresentam propriedades de auto-depuração; e uma vez contaminadas é muito difícil a reversão ao seu estado não poluído. Este aspecto é muito importante em situações em que estas águas constituem escoamento de base para as águas superficiais ou quando são usadas como fonte para consumo humano ou para irrigação.

Tradicionalmente, os esforços de controlo de poluição têm sido dirigidos de uma forma mais directa a efluentes provenientes de redes de tubagens, por serem de fácil identificação, com materiais poluentes de fácil quantificação. Exemplos óbvios deste tipo de poluição são os efluentes municipais ou industriais.

Em anos mais recentes, tem sido evidenciado que as várias fontes de poluição com origem difusa são responsáveis por consideráveis cargas poluentes e que os poluentes podem viajar grandes distâncias das suas origens, transportados por ventos ou por água.

As escorrências de pavimentos rodoviários são uma fonte de poluição difusa, de origem antropogénica, com grande importância, quer devido à sua grande dispersão espacial quer pela natureza dos seus poluentes.

A degradação da qualidade de solos e águas receptoras (superficiais e subterrâneas) causada por escorrências rodoviárias constitui um assunto de crescente preocupação e motiva a conveniência de se estabelecerem limites de descarga e normas de protecção do meio hídrico receptor.

## **2.2 Normas de protecção do meio hídrico receptor**

O Decreto-Lei 23/95, de 23 de Agosto, que veio substituir alguma legislação da década de 40, apesar de já considerar as águas pluviais como pertencentes ao grupo de águas residuais, ainda era omissivo relativamente à sua componente qualitativa. No seu artigo 115º, as águas residuais pluviais são definidas como as que resultam da precipitação atmosférica caída directamente no local ou em bacias limítrofes contribuintes e apresentam geralmente menores quantidades de matéria poluente, particularmente de origem orgânica. Sobre o destino final a dar às águas pluviais, é ainda referido que a descarga final dos sistemas urbanos de drenagem de águas pluviais deve, por razões económicas, ser feita nas linhas de água mais próximas, tornando-se necessário assegurar que estas descargas sejam compatíveis com as características das linhas de água. É também referido que estas descargas podem ter efeitos nos ecossistemas essencialmente associados aos efeitos da sua natureza quantitativa como é o caso de cheias e erosões e feita uma breve referência à deposição de sedimentos.

O Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto, veio estabelecer normas, critérios e objectivos de qualidade, com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas, em função dos seus principais usos. Este diploma legal fez a transposição das seguintes Directivas: 75/440/CEE, do Conselho, de 16 de Junho, relativa à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano; 76/160/CEE, do Conselho, de 8 de Dezembro, relativa à qualidade das águas balneares; 76/464/CEE, do Conselho, de 4 de Maio, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático; 78/659/CEE, do Conselho, de 18 de Julho, relativa à qualidade das águas doces superficiais para fins aquícolas – águas piscícolas; 79/869/CEE, do Conselho, de 9 de Outubro, relativa aos métodos analíticos e à frequência das amostragens e da análise das águas superficiais destinadas à produção de água para consumo humano; 80/68/CEE, do Conselho, de 17 de Dezembro, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição provocada por certas substâncias perigosas.

Neste diploma são estabelecidas normas de descarga de águas residuais na água e no solo, visando a promoção da qualidade do meio aquático e a protecção da saúde pública e dos solos, onde se incluem valores limites de emissão (VLE) a observar nas referidas descargas de águas residuais.

As águas de escorrências urbanas ou rodoviárias não são objecto de análise específica neste documento legal, onde se consideram apenas as “águas residuais urbanas” - definidas como

águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais ou com águas pluviais - e as “águas residuais industriais” - todas as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais.

No entanto, pelas suas características, as escorrências rodoviárias podem apresentar concentrações superiores aos VLE definidos naquele diploma, nomeadamente no que se refere aos seguintes parâmetros: SST; CQO; óleos e gorduras e aumento da temperatura. Esta constatação tem sido comprovada em vários programas de monitorização em Portugal.

Decorrida aproximadamente uma década após a publicação daquele diploma legal e havendo de considerar-se a poluição difusa como uma fonte de poluição não desprezável, impõem-se o estabelecimento de metodologias de controlo das descargas dos sistemas de drenagem de águas pluviais, onde se incluem as escorrências rodoviárias.

Posteriormente a este diploma foram publicadas novas disposições legais com novas orientações sobre esta temática (nomeadamente a Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro e o Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de Março), onde os hidrocarbonetos persistentes e substâncias orgânicas tóxicas persistentes e bioacumuláveis, os metais e os respectivos compostos e as substâncias com influência no balanço do oxigénio (medidas através da CBO e CQO), são incluídas no grupo das substâncias prioritárias no domínio da política da água. No entanto, apesar da presença destes compostos nas escorrências rodoviárias, não existem documentos legais que abordem, de forma directa e explícita, estas fontes de poluição.

### **2.3 Limites de descarga de águas residuais**

Como referido anteriormente, os VLE estabelecidos nas normas de descarga de águas residuais constantes do Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto, para alguns dos parâmetros (nomeadamente SST, CQO, óleos e gorduras, e incremento na temperatura), são frequentemente ultrapassados em escorrências rodoviárias. No entanto, estes VLE têm vindo a ser utilizados como referência para este tipo de poluição.

Sendo as escorrências rodoviárias caracterizadas pela grande diversidade de substâncias poluentes que contêm, deve recomendar-se que o seu controlo e monitorização sejam realizados através de metodologias simples e com base em parâmetros representativos de fácil determinação.

Assim, e face à ausência de legislação específica, o controlo das descargas de escorrências rodoviárias deve basear-se na monitorização dos seguintes parâmetros: pH, temperatura, SST, CBO, CQO, óleos e gorduras, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, azoto, fósforo, zinco, cobre e chumbo. A consideração dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e dos metais pesados mais frequentes em escorrências rodoviárias (Zn, Cu e Pb) deve-se ao facto deste

tipo de substâncias, pela sua natureza conservativa ou bioacumulativa, poderem originar efeitos crónicos no homem ou no ecossistema.

No Quadro 2 apresenta-se os VLE estabelecidos no Decreto-Lei 236/98 que se consideram pertinentes para o controlo de águas de escorrência de estradas (AEE).

**Quadro 2 – Valores Limites de Emissão do Anexo XVIII do Decreto-Lei 236/98, pertinentes para controlo de AEE.**

Parâmetros	Expressão dos resultados	Valores Limite de Emissão (VLE)
pH	Escala de Sorenson	6,0-9,0
Temperatura	°C	Aumento de 3°C
CBO <sub>5</sub> , 20°C	mg/l O <sub>2</sub>	40
CQO	mg/l O <sub>2</sub>	150
SST	mg/l O <sub>2</sub>	60
Óleos e gorduras	mg/l	15
Fósforo total	mg/l P	10*
Azoto amoniacal	mg/l NH <sub>4</sub>	10
Azoto total	mg/l N	15
Nitratos	mg/l NO <sub>3</sub>	50
Chumbo total	mg/l P	1,0
Cobre total	mg/l Cu	1,0

\* 3 (em águas que alimentam lagoas ou albufeiras); 0,5 (em lagoas ou albufeiras)

## 2.4 Requisitos da Estradas de Portugal, SA

A EP – Estradas de Portugal, S.A., bem como os organismos que a antecederam, assume, desde já há alguns anos, uma política de gestão dos recursos hídricos interferidos pelas infra-estruturas rodoviárias que planeia, projecta, constrói e conserva.

A definição de requisitos “impostos” pela EP, S.A., relativamente à descarga das águas de escorrência da plataforma da via, encontra-se devidamente identificada nos respectivos Cadernos de Encargos dos projectos, nomeadamente no ponto Estudos Ambientais/Estudo de Impacte Ambiental, sendo dado a conhecer aos projectistas/consultores ainda na fase de concurso.

Dependendo da fase em que se encontra o projecto, Estudo Prévio ou Projecto de Execução, para além da própria escala de análise associada/concretização do projecto em especial do projecto de drenagem, os requisitos explicitados nos Cadernos de Encargos são semelhantes. Excepção feita, na fase de Projecto de Execução, à necessidade de entrega de Projecto de Medidas de Minimização, caso aquando da simulação da qualidade da água de escorrência da via se constate a necessidade de implementação de Sistemas de Retenção/ Tratamento.

Para os Estudos Ambientais encontra-se previsto no Caderno de Encargos de Estudo Prévio e Projecto de Execução o seguinte:

No ponto Avaliação de Impactes – Recursos Hídricos

*“Identificação e avaliação dos impactes decorrentes de:*

*(...)*

*- descarga das águas de escorrência da plataforma no meio receptor, através de:*

- análise das características das águas de escorrência;*
- determinação da sensibilidade do meio receptor, face a características hidrológicas, hidrogeológicas e dos solos das zonas atravessadas, usos da água existentes ou previstos, sensibilidade dos ecossistemas associados às linhas de água interceptadas, e níveis de poluição já existentes;*
- previsão, para o início de exploração e ano horizonte de projecto, da carga poluente das águas de escorrência da estrada (estimativa da carga e concentrações de metais pesados - zinco, cobre e cádmio - , de sólidos suspensos totais e de hidrocarbonetos) e seu impacte no meio receptor, face à análise focada no ponto anterior;*
- análise de sensibilidade dos resultados obtidos, tendo em conta os conhecimentos já existentes nesta matéria (incluindo estudos realizados em Portugal) e legislação aplicável.*

Para os Estudos Ambientais realizados na fase de Projecto de Execução, encontra-se ainda previsto em Caderno de Encargos, a elaboração do Projecto de Execução de Medidas de Minimização, o qual deve incluir:

*“Sistemas de Retenção/ Tratamento de Águas de Escorrência da Plataforma da Via*

*As peças escritas deverão incluir:*

- fundamentação das soluções adoptadas;*
- concepção e princípio de funcionamento;*
- dimensionamento e respectivos critérios, e pormenores técnicos;*
- descrição da manutenção e exploração necessárias.*

*As peças desenhadas deverão incluir:*

- localização (escala do Projecto);*
- acessos para manutenção, caso aplicável;*
- desenhos de pormenor.”*

Nos estudos de modelação matemática da qualidade da água de escorrência da via, procede-se à avaliação da concentração de poluentes, com origem na circulação automóvel, quer nos principais pontos de descarga previstos no projecto de drenagem, quer após a descarga das mesmas no meio receptor.

A metodologia adoptada nos últimos anos para o cálculo das cargas e concentrações corresponde ao modelo de Driver e Tasker (1990) adaptado para o território nacional, sendo os poluentes simulados: sólidos suspensos totais e os metais pesados - zinco, cobre e chumbo (relativamente ao chumbo, tendo em consideração o período temporal em que já não faz parte da composição da gasolina, a sua avaliação deixa de se justificar). Este Guia apresenta, no capítulo 4.5, o modelo PREQUALE 1.1 que se baseia, tal como o de Driver & Tasker, numa equação multiparamétrica e que foi estabelecido para ser utilizado no território nacional. Sempre que se verifiquem as condições para a sua utilização (expressas no Quadro 8) considera-se adequada a sua utilização.

Para sustentar a avaliação e análise comparativa dos resultados obtidos na simulação, considera-se o Decreto-Lei n.º236/98 de 1 de Agosto, o qual estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.

Assim, na ausência de legislação específica nesta matéria, a concentração de poluentes nas águas de escorrência que são descarregadas nos pontos de descarga, são comparados com os Valores Limite de Emissão (VLE) definidos no Anexo XVIII (Valores Limite de Emissão na Descarga de Águas Residuais) do decreto-lei já referido (ver Quadro 2).

Quanto ao meio receptor, de modo a analisar os acréscimos de poluentes nas linhas de água, isto é, avaliar a qualidade da água após diluição das águas de escorrência da via nas bacias receptoras, utilizam-se os valores legislados tendo em consideração os seus usos, nomeadamente: Anexo I – Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano; Anexo X – Qualidade das águas doces para fins aquícolas - águas piscícolas; Anexo XVI – Qualidade das águas destinadas a rega e Anexo XXI – Qualidade mínima para as águas superficiais.

Os estudos que incluam o poluente chumbo, devem ter em consideração os valores estabelecidos na Parte A, relativos às águas doces superficiais, do Anexo III do Decreto-Lei n.º103/2010 de 24 de Setembro.

## **2.5 Directrizes do Instituto da Água**

A Lei da Água (Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro), diploma legal que transcreve para a ordem jurídica nacional a Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro),

estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas, promovendo uma utilização baseada na protecção, a longo prazo, dos recursos hídricos disponíveis.

Ao Instituto da Água, I.P. (INAG), enquanto Autoridade Nacional da Água, compete assegurar, a nível nacional, a gestão dos recursos hídricos e garantir a consecução dos objectivos da Lei da Água.

Atentos aos Princípios definidos para a Gestão da Água, o INAG, no decurso das avaliações de impactes ambientais que efectuou, para os projectos de infra-estruturas rodoviárias, seguiu critérios e directrizes, elaboradas para o efeito, que atendem à aplicação dos Princípios constantes na Lei da Água, os Princípios da Prevenção, da Precaução e da Correção.

O **Princípio de Prevenção** considera que as acções com efeitos no ambiente devem ser consideradas de forma antecipada de forma a se eliminarem as próprias causas de alteração do ambiente. A aplicação deste princípio traduz-se na inclusão, logo nas fases iniciais de Anteprojecto e de Estudo Prévio, quando ainda estão a ser estudados e, definidos, os traçados rodoviários, do conceito de zona hídrica sensível aos poluentes rodoviários como zona a evitar, reduzindo-se, à partida, previsíveis impactes negativos significativos.

A definição deste conceito, sistematizado no estudo desenvolvido pelo LNEC (Leitão *et al.*, 2005) e baseada nos procedimentos adoptados pelo INAG nas avaliações efectuadas nas ultimas duas décadas, considera que determinados locais, resultado da sua sensibilidade e/ou do seu valor em termos de usos da água, devem condicionar, quer a localização da estrada, quer a concepção do próprio projecto.

Para a aplicação do conceito de zona hídrica sensível aos poluentes rodoviários será necessário, logo na fase inicial dos trabalhos, caracterizar exaustivamente os recursos hídricos existentes na área de estudo de modo a dispor-se da informação mínima necessária para se seguir o fluxograma da Figura 2 e, com base no mesmo, identificar estas zonas.

Uma zona hídrica sensível aos poluentes rodoviários pode englobar zonas do domínio hídrico interior (águas superficiais e subterrâneas), zonas de transição e zonas costeiras; definidas pelas suas características físicas e químicas, pelos seus usos e, pelos ecossistemas que suportam constituindo, separadamente ou, cumulativamente, áreas mais sensíveis à poluição gerada pela circulação rodoviária.

Tal como considerado no **Princípio da Precaução**, a aplicação deste conceito pode igualmente servir de base ao desenvolvimento do Projecto que deverá incluir medidas destinadas a evitar o impacte negativo de uma acção sobre o ambiente, mesmo na ausência de certeza científica quanto à existência de uma relação de causa efeito.



A identificação destas zonas permite diferenciar as áreas para onde, à partida, não se devem efectuar descargas directas de águas de escorrência, dos locais onde tal poderá ser possível, mas que requerem uma análise mais detalhada, tendo em vista avaliar esta possibilidade e/ou a necessidade de se incluírem, nos projectos, medidas de minimização específicas.

Nas situações onde não é possível evitar descargas para estes locais, segue-se o **Princípio da Correção** (na fonte) com a inclusão, no projecto, de medidas que podem compreender soluções de drenagem específicas para cada situação e, sistemas de tratamento adequados, de modo a se reduzir, antes da descarga, as cargas poluentes, para níveis aceitáveis de modo a se proteger e/ou não se agravar, as condições do meio receptor.

Recentemente e no âmbito dum projecto de cooperação científica bilateral entre Portugal e a Eslovénia, foi proposto um fluxograma que se baseou nas metodologias nacionais dos dois países. No que respeita a Portugal, o fluxograma apresentado na Figura 2 foi a base de trabalho. Do estudo resultou um novo fluxograma o qual integra os conhecimentos e a prática da Eslovénia, mas que procura atender a situações e características de massas de água que possam ocorrer em qualquer outro país (Barbosa *et al.*, 2010). Foi efectuado um exercício de aplicação deste fluxograma a um caso de estudo e os resultados foram positivos. Numa primeira fase de definição de corredores (ante-projecto ou estudo prévio), onde se devem identificar as massas de água que, por serem vulneráveis aos poluentes rodoviários se devem evitar, este método poderá constituir uma alternativa ao fluxograma da Figura 2.

## 3 | TIPOS DE POLUENTES E POLUENTES-CHAVE

Ana Estela Barbosa  
Michael Whitehead  
Pedro Baila Antunes

### 3.1 Introdução

Este capítulo descreve sucintamente os poluentes rodoviários gerados pela exploração duma estrada e os seus possíveis efeitos no meio hídrico. Podem-se considerar os potenciais impactes como aqueles que resultam da *poluição crónica* (passagem dos veículos e processos ocorrentes nos materiais e mobiliário rodoviário), das actividades de manutenção, incluindo obras de reabilitação e, ainda, ocorrências resultantes de acidentes na rodovia, como os derrames de substâncias indesejáveis. Os dois últimos casos constituem, respectivamente, *poluição sazonal ou accidental*.

Na Figura 3 apresentam-se esquematicamente os principais contribuintes para as características qualitativas das escorrências de estradas.



Figura 3 – Esquema das principais origens dos poluentes que integram as águas de escorrência de estradas.

Assim, aqui aborda-se o tipo de impacte associado a determinados poluentes e ou à forma como estes se apresentam, material este que apoia a compreensão do Capítulo 4. Este debruça-se sobre o processo de avaliação de impactes das escorrências duma determinada

estrada consoante o conjunto de poluentes que esta presente e as características ambientais da sua envolvente.

### 3.2 Poluição crónica com origem na circulação de viaturas

Diversas publicações incluem referências e descrições dos poluentes e características das águas de escorrência das estradas. Podem citar-se, como exemplos, FHWA (1996) e Hvitved-Jacobsen e Yousef (1991).

Muitos dos poluentes presentes nas escorrências de estradas são característicos do tipo de piso, produtos da combustão de hidrocarbonetos, aditivos e catalisadores, perdas de líquidos de lubrificação, desgaste dos pneus, produtos resultantes da corrosão e fricção da carroçaria e outros materiais das viaturas como plástico, metal, borracha, etc. (cf. Figura 4). Nestes incluem-se a pintura e os pneus. A carga poluente depende do Tráfego Médio Diário Anual (TMDA), da qualidade do ar e da intensidade e duração da precipitação, a qual é a grande responsável pela lavagem e diluição dos poluentes do pavimento. Além destas, outras variáveis com relevo, são o tipo de pavimento, a secção transversal da via, a topografia, as acções de manutenção da estrada, a ocupação da envolvente e as restantes condições meteorológicas. Por exemplo, em zonas industriais e agrícolas os poluentes característicos destas actividades emitidos ou transportados por via atmosférica, acabam por integrar a constituição das águas de escorrência de estradas vizinhas.



Figura 4 – Esquema com as principais componentes das viaturas que contribuem com poluentes.

Desta forma, as águas de escorrência das estradas caracterizam-se por apresentarem grandes quantidades de sólidos suspensos, metais pesados, hidrocarbonetos e óleos e gorduras, entre outros poluentes. A matéria orgânica também pode revelar-se importante. A maioria dos

produtos orgânicos apresenta reduzida solubilidade na água; incluem uma larga gama de hidrocarbonetos, tais como os aromáticos policíclicos (HAP). Outros materiais podem ser depositados nos pavimentos rodoviários, tais como partículas de solo transportadas pelo vento de terrenos adjacentes à rodovia. A matéria orgânica, se transportada até ao meio hídrico poderá induzir efeitos indesejados, tais como estimular o crescimento de bactérias na massa de água, provocando um elevado consumo do oxigénio presente.

Os metais pesados, os hidrocarbonetos totais e os nutrientes podem encontrar-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. Os metais pesados oferecem um risco adicional, devido à sua elevada toxicidade e ao facto de se acumularem nas cadeias tróficas.

Os potenciais efeitos da poluição nas massas de água, em particular nas superficiais mas também nas subterrâneas, podem ser classificados como directos ou indirectos na qualidade da água e na qualidade ecológica da massa de água. Em termos gerais, os metais podem alterar directamente a qualidade da água e as funções biológicas; enquanto os sedimentos poderão afectar indirectamente estas mesmas funções, ao nível da alimentação e da reprodução, aquando da sua deposição nos leitos.

Dependendo do tipo e forma (por ex: dissolvida ou particulada) do poluente, da sua concentração e taxa de assimilação pelos organismos, os impactes causados no meio hídrico e ecossistemas associados poderão ser agudos ou crónicos.

Os **efeitos agudos** encontram-se, em geral, associados a derrames acidentais e/ou a determinados poluentes orgânicos ou metálicos, que podem encontrar-se presentes nas escorrências. O cobre na sua forma solúvel é particularmente tóxico e existem, em vários países, normas para a sua concentração em termos de qualidade da água e sensibilidade para os peixes. Os poluentes orgânicos mais solúveis ou de cadeia mais curta, tais como herbicidas, podem também causar efeitos agudos. Podem também ocorrer impactes agudos causados por um aporte superior de sólidos suspensos, por exemplo após a época seca e, em particular, se ocorreram obras de manutenção na rodovia.

Os **efeitos crónicos** podem estar associados a metais que se apresentem moderadamente solúveis e assim a toxicidade apenas ocorre após um processo de acumulação nos tecidos dos organismos. Os dados da situação nacional portuguesa são escassos no que respeita à fracção solúvel de cada metal. Todavia a maneira como os metais se apresentam depende também das características das partículas, dureza da água, teor em óxidos de ferro e alumínio, etc., além da concentração relativa destes. Hidrocarbonetos mais persistentes, tais como os aromáticos policíclicos, são geralmente considerados como constituintes da fracção particulada de poluentes.

A acumulação física de sedimentos (silte e argilas) pode alterar habitats, cobrindo superfícies e asfixiando tanto a flora como a fauna. Quando estes sedimentos se encontram contaminados com HAP e metais, *efeitos crónicos* podem ocorrer a longo prazo, em resultado da lixiviação destes poluentes dos sedimentos; ou pode afectar directamente os organismos que vivem no lodo.

### 3.3 Poluição temporal resultante da manutenção da rodovia

Uma gama variada de potenciais poluentes está também associada a actividades de manutenção, que incluem desde a limpeza dos sistemas de drenagem, até à manutenção/recuperação do pavimento e outros equipamentos rodoviários. A possível utilização de herbicidas para controlar o crescimento da vegetação nos taludes e separadores centrais pode igualmente conduzir à contaminação das escorrências rodoviárias, se a aplicação não for suficientemente cuidadosa.

Em algumas zonas do território nacional, a aplicação de sal quando as temperaturas descem muito, pode acentuar a libertação de metais tóxicos que estejam associados a partículas de menores dimensões e a sedimentos. Esta situação é muito comum em países com um clima mais frio que Portugal, onde existem práticas estabelecidas e meios materiais e logísticos de apoio à aplicação de sal (*cf.* Figura 5).



**Figura 5 – Depósitos de sal e máquinas para a sua aplicação numa auto-estrada da Eslovénia.**

Durante as actividades de reconstrução ou outras obras, a principal preocupação costuma ser a mobilização de sólidos, no entanto podem também ocorrer situações mais ou menos acidentais de perdas de combustíveis, de óleos e lubrificantes ou de fluidos hidráulicos, entre outras. Riscos adicionais a considerar são os relacionados com o manuseamento de resíduos de construção ou de manutenção dos sistemas de tratamento - por exemplo, a remoção de lamas resultantes da sedimentação.

### 3.4 Poluição resultante de derrames acidentais

Em todas as estradas existe o risco de que ocorra um derrame acidental de alguma substância poluente que possa causar um impacto agudo. Segundo a *Highways Agency*, o risco deste tipo de ocorrência numa dada estrada é proporcional ao risco de colisão de veículos pesados de transporte de mercadorias. Uma vez que os projectos de estradas mais recentes ou as remodelações de antigas rodovias procuram reduzir a taxa de acidentes, isso também irá conduzir a uma redução na taxa de ocorrência de derrames acidentais. Quando um derrame chega a atingir uma linha de água, o impacto da poluição pode ser severo mas é geralmente de curta duração, típico de um *impacte agudo*; se se dá a infiltração até às águas subterrâneas então o impacto pode ser de longa duração e difícil, senão impossível de remediar.

Embora *impactes agudos* nas águas subterrâneas sejam relativamente raros, as consequências de derrames de poluentes com elevada mobilidade, tais como combustíveis e pesticidas, constituem das formas mais severas de poluição. Evitar o alastramento destes poluentes e remediar as águas subterrâneas afectadas podem ser tarefas extremamente difíceis.

Em Inglaterra, bens transportados por estrada e que colocam riscos encontram-se cobertos pelo Regulamento de 2007 de Transporte de Bens Perigosos e Uso de Equipamento de Pressão Transportável (*The Carriage of Dangerous Goods and Use of Transportable Pressure Equipment Regulations 2007*) que permite a rápida identificação dos materiais presentes e indicações sobre a forma de manuseá-los com segurança. No entanto, substâncias como leite ou natas, sumos de fruta, bebidas alcoólicas, lamas orgânicas e detergentes, apesar de não se encontrarem classificadas pelo referido Regulamento, podem causar problemas de poluição significativos nas massas de água.

Qualquer colisão entre veículos apresenta um potencial para causar problemas de poluição. Na prática, os efeitos são também condicionados pela eficiência dos serviços de apoio da concessionária e/ou bombeiros, bem como outras autoridades de Protecção Civil potencialmente envolvidas.

Em Portugal, indicadores do Instituto Nacional de Estatística apontam para que o transporte de mercadorias perigosas, por estrada, seja de cerca de uma dezena de milhão de toneladas por ano, constituindo 10% do transporte total. Perto de 2/3 deste valor é representado por combustíveis líquidos e gasosos, enquanto o 1/3 restante é constituído por cerca de 60 tipos de mercadorias, transportadas em cisterna e maior diversidade noutra tipo de reservatórios de menor capacidade (SNPC, 2003 e Mondril, 2002).

Estima-se que ocorram pelo menos 20 acidentes, por ano, nos quais existe participação efectiva de mercadorias perigosas (Mondril, 2009), sendo a maior parte dos registos referentes a veículos com cisterna (Mondril, 2007). As substâncias líquidas perigosas mais

frequentemente transportadas por estrada, em Portugal, são os combustíveis gasolina, gasóleo e jet A1, sendo este último, um combustível para a aviação, que apresenta uma inflamabilidade intermédia entre o gasóleo e a gasolina, (Mondril 2002 e 2007).

Um estudo desenvolvido no âmbito dum projecto de investigação para a Estradas de Portugal, (Barbosa *et al.*, 2004 e 2009) baseou-se no cenário nacional para conceber um protótipo de um sistema passivo que receba e armazene substâncias líquidas (menos densas que a água, como a gasolina, gasóleo e jet A1) derramadas na estrada até que haja intervenção de pessoal especializado. O trabalho teve por base orientações da Norma Europeia 858 de 2001 (Partes 1 e 2) e ensaios com um modelo físico.

### 3.5 Poluentes-chave para a caracterização e o controlo da poluição rodoviária

As águas de escorrência de estradas possuem uma matriz com poluentes na forma particulada e dissolvida. Diversos estudos investigaram a presença e concentrações de contaminantes nestas escorrências, em vários tipos de rodovias e diferentes países e, tipicamente, estas concentrações apresentam uma elevada variação.

No Quadro 3 apresenta-se uma divisão por grupos de parâmetros comumente utilizados na caracterização das escorrências rodoviárias.

**Quadro 3 – Parâmetros relevantes para a caracterização da qualidade de escorrências de estradas.**

Grupo	Parâmetros
Parâmetros físico-químicos	pH; condutividade; turvação
Indicador da especiação dos metais pesados	Dureza Total
Sólidos	SST
Metais pesados	Zn; Cu; Pb; Cd;
Matéria orgânica agregada	CQO; CBO <sub>5</sub> ; COT; Hidrocarbonetos totais
Nutrientes	N total; Nitratos; Fósforo total

Os parâmetros físico-químicos permitem, de um modo expedito e rápido, avaliar a variabilidade entre amostras e a variação qualitativa do potencial poluidor das águas de escorrência.

O pH da água fornece indicações sobre as características dos solos/rochas locais, sendo mais básico quando estes apresentam calcários. O pH permite ainda, através de diagramas próprios<sup>2</sup> ter uma ideia da forma química que um dado metal adquire. A condutividade permite avaliar grosseiramente a concentração iónica, nomeadamente a presença de metais pesados. A turvação está usualmente correlacionada com a concentração de SST, sendo assim uma estimativa indirecta deste parâmetro.

<sup>2</sup> Diagramas de Pourbaix.

Os SST, como em muitas águas residuais, são um parâmetro relevante de caracterização das escorrências de estradas. Além de, por si só, poderem causar impactes, conforme já referido muito dos poluentes estão associados aos sólidos e, por este motivo, os sistemas de tratamento de escorrências de estradas têm operações destinadas à sua remoção.

O facto dum poluente se encontrar sob uma forma particulada ou dissolvida condiciona o seu potencial para causar impactes no ambiente. Assim, sobretudo ao nível de metais pesados e de matéria orgânica (por exemplo, Zn, Cu e CQO) é relevante uma caracterização analítica das escorrências de estradas que diferencie entre o parâmetro dissolvido e o parâmetro total. Geralmente, os custos acrescidos desta determinação desencorajam a sua escolha, optando-se por usar as verbas destinadas à componente analíticas para caracterizar (conhecer) outros parâmetros.

Os metais pesados Zn e Cu são poluentes muito significativos nas escorrências de estradas. Nos últimos anos, o Pb tem diminuído significativamente a sua concentração, tanto em Portugal como noutros países. Metais, como o Cd, o Cr e o Ni, não são consensualmente relevantes na caracterização de escorrências de estradas, por muitas vezes surgirem em concentrações baixas, inferiores ao limite de quantificação analítica.

A matéria orgânica deve ser quantificada através do parâmetro indicador CQO. A CBO<sub>5</sub>, pela sua concentração reduzida, muitas vezes abaixo do limite de quantificação analítica, além da limitação temporal da sua determinação após recolha da amostra, não é facilmente integrada em estudos de monitorização de escorrências de estradas. Parâmetros, como o COT e os hidrocarbonetos totais, também não são tão usuais considerando a sua análise complexa e custos elevados, no caso dos hidrocarbonetos.

Assim, os parâmetros físico-químicos (pH, condutividade e turvação), a dureza total, os SST, a CQO, o Zn e o Cu encontram-se entre os principais parâmetros caracterizadores de escorrências de estradas em diferentes contextos de clima e tipo de estrada. Quando a envolvente da estrada apresenta actividade agrícola, será também relevante avaliar a presença de fertilizantes através de análises ao fósforo e azoto. A análise de nutrientes deve ser considerada em troços de estrada com agricultura intensiva na envolvente, quando é efectuada a fertilização de taludes, separadores centrais ou bermas ou quando o meio hídrico superficial é classificado como um meio sensível.

Nos últimos anos os poluentes prioritários, mormente os HAP, têm merecido grande atenção em estudos internacionais. Dos 16 HAP's usualmente considerados, o pireno e sobretudo o fluoranteno, têm merecido maior vigilância atendendo à sua concentração em escorrências de estradas e potenciais impactes, podendo acumular-se no meio receptor.

Outros parâmetros devem ser incluídos em estudos de monitorização de escorrências de estradas em contextos muito específicos, por exemplo, na vizinhança de indústrias ou outras actividades produtoras de emissões poluentes atmosféricas.

Em Inglaterra, uma recente colaboração entre a *Highways Agency* e a *Environmental Agency* permitiu desenvolver um estudo de investigação com o objectivo de aumentar o volume e a fiabilidade de dados existentes sobre a presença de poluentes e suas concentrações em estradas não urbanas e auto-estradas (Crabtree *et al.*, 2008). Será relevante referir que este estudo monitorizou estradas com um TMDA entre menos de 15000 a mais de 120000 veículos por dia. Os resultados foram utilizados para identificar um conjunto de poluentes que fazem parte da constituição habitual das escorrências rodoviárias e que apresentam riscos de causar impactes nos ecossistemas através de poluentes dissolvidos (*impactes agudos imediatos*) e/ou através dos poluentes associados às partículas (*impactes crónicos a longo prazo*).

A lista dos designados poluentes significativos foi acordada com a entidade reguladora do Ambiente. O Quadro 4 apresenta os resultados do estudo para esta lista de poluentes, na forma de concentrações médias e medianas e ainda de concentrações médias do evento (CME). Assim, no Reino Unido, actualmente os **poluentes-chave** são os **SST**, o **Cu**, o **Zn (totais e solúveis)**, o **pireno** e **fluoranteno totais**.

Em Portugal, os resultados do G-Terra associados a outros estudos efectuados no passado (Barbosa, 1999; Leitão *et al.*, 2005; Barbosa *et al.*, 2009) indicam que os poluentes rodoviários presentes de forma mais significativa e constante – por apresentarem concentrações mensuráveis e/ou superiores aos valores limites de emissão estipulados no Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º236/98 – são os seguintes: **Zn**, **Cu**, **Fe**, **SST** e **CQO**.

**Quadro 4 – Resumo de CME e cargas poluentes para os poluentes rodoviários significativos em Inglaterra. (Adaptado de Crabtree *et al.*, 2008)**

Parâmetro	Dados relativos à Concentração Média Evento ( $\mu\text{g/l}$ )					Carga poluente média ( $\text{g}/1000\text{m}^2$ )
	LD	minimo	média	mediana	máximo	
Cu Total	0,3	4,00	91,22	42,99	876,80	0,66
Cu Diss.	0,3	2,15	31,31	23,30	304,00	0,16
Zn Total	0,6	9,73	352,63	140,00	3510,00	2,44
Zn Diss.	0,6	4,99	111,09	58,27	1360,00	0,50
Cd Total	0,01	<0,01	0,63	0,29	5,40	0,00
Fluoranteno Total	0,01	<0,01	1,02	0,30	12,50	0,01
Pireno Total	0,01	<0,01	1,03	0,31	12,50	0,01
HAP Total	0,01	<0,01	7,52	3,33	62,18	0,04



## 4 | AVALIAÇÃO DOS IMPACTES DE ESCORRÊNCIAS RODOVIÁRIAS

---

*Ana Estela Barbosa  
João Nuno Fernandes  
Ana Telhado*

### 4.1 Introdução

Os processos que devem ser considerados na previsão do destino de poluentes tóxicos no meio hídrico, nomeadamente na avaliação dos impactes das águas de escorrência rodoviárias, são de diversa ordem. Atkinson (1999) agrupou esses processos nas seguintes cinco categorias:

- Processos de descarga (taxa de introdução de poluentes no meio ambiente).
- Processos de especiação (incluindo equilíbrio ácido-base e taxas de retenção/adsorção). O pH de uma massa de água determina a fracção de ácidos ou bases orgânicas que se encontram no estado neutro ou iónico. Por outro lado, compostos orgânicos hidrofóbicos adsorvem-se à matéria em suspensão, sendo portanto dependentes do percurso desta.
- Processos de transporte, tais como taxas de precipitação-dissolução ou de advecção, taxas de volatilização e sedimentação.
- Processos de transformação, tais como as taxas de biodegradação, fotólise, hidrólise e redução-oxidação.
- Potencial para a bioacumulação, através de processos passivos, como a absorção através da pele do organismo vivo, ou por meio da ingestão de matérias contaminadas.

### 4.2 Procedimentos da avaliação de impactes das escorrências

Na Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) dum Estudo Prévio de uma infra-estrutura rodoviária, para o factor ambiental Recursos Hídricos, a avaliação de impactes dever-se-á centrar na selecção do traçado susceptível de originar menores impactes negativos significativos. Nessa perspectiva, dever-se-á, por exemplo, reduzir o risco de inundação ou de alteração da classificação do estado da massa de água receptora (superficial ou subterrânea).

Sendo infra-estruturas lineares, os projectos rodoviários abrangem uma área de afectação que pode ser mais ou menos significativa pelo que, para a identificação das zonas hídricas sensíveis aos poluentes rodoviários, a análise não se poderá restringir à área de afectação directa. Deverá analisar-se uma área superior a esta, ou seja, onde podem ocorrer, mesmo que indirectamente, impactes nas massas de água, sejam estas superficiais ou subterrâneas.

A caracterização do meio passará a ter de ser feita para cada massa de água sendo a identificação e avaliação de impactes feita a nível da bacia ou sub-bacia hidrográfica ou do sistema aquífero.

Os critérios considerados para se avaliar o impacte das águas de escorrência na qualidade das águas receptoras estavam associados ao cumprimento das normas de descarga ou a determinado padrão relativo aos usos.

De acordo com a Directiva-Quadro da Água (DQA), transposta para a Lei da Água, as massas de água passam a ter de ser avaliadas em termos do seu potencial ecológico, não estando apenas em causa verificar o cumprimento de padrões definidos para determinados parâmetros químicos mas, igualmente, para os elementos biológicos e hidromorfológicos.

Actualmente, tem de se prevenir que ocorra a deterioração do actual estado da massa de água e, simultaneamente, tem de se proteger a mesma contra a entrada de poluentes face aos objectivos definidos pela DQA para 2015, pelo que as descargas não poderão ser responsáveis por alterar o bom estado das águas superficiais (ecológico e químico) e subterrâneas.

Após a selecção do traçado e a localização das massas de água susceptíveis de serem afectadas pelo projecto há que identificar as zonas hídricas sensíveis aos poluentes rodoviários. A avaliação dos impactes das águas de escorrência inclui os seguintes passos:

- Determinação das cargas poluentes das águas de escorrência;
- Identificação dos locais onde as descargas devem ser interditas e dos locais onde as mesmas só poderão ocorrer após o seu tratamento;
- Identificação de possíveis locais de descarga sem tratamento prévio.

A descarga não pode agravar situações de poluição já existentes no meio hídrico, nem promover alterações significativas na hidromorfologia, pelo que nos locais considerados passíveis de receber descargas de águas de escorrência ter-se-á de avaliar se estas são susceptíveis de:

- alterar a classificação da massa de água ou comprometer os objectivos definidos na Lei da Água;
- comprometer os ecossistemas ocorrentes (fauna e flora).

Caso se preveja que a descarga provoque alguma dessas consequências, ter-se-á que detalhar a análise e especificar as medidas a adoptar quer nas fases de projecto, de construção ou de operação.

Com base nesta informação dever-se-á desenvolver e avaliar o projecto de drenagem e os projectos das obras de arte especiais, dado que a minimização dos impactes significativos passa pela modificação da drenagem, opção por inclusão de obras de arte especiais com determinadas características, escolha de locais de descarga ou pela adopção de sistemas de tratamento (*cf.* Capítulo 6).

Nos casos onde ocorrem receptores sensíveis deve-se adoptar uma drenagem separativa para diminuir os volumes de caudais com cargas poluentes e identificar os meios receptores com capacidade de diluição e transporte, para onde se poderão concentrar as descargas de trechos com maiores extensões.

O novo conceito de bom potencial e bom estado ecológico para as massas de água superficiais, tendo implicações nos ecossistemas associados e na hidromorfologia, implica que se proceda a uma análise mais detalhada da carga de sedimentos associada às águas de escorrência e respectivo teor de poluentes, dado que os mesmos podem ser responsáveis pela alteração da classificação do meio receptor, implicando a adopção de medidas de mitigação específicas para o efeito.

### **4.3 Concentrações e cargas poluentes**

A completa caracterização das águas de escorrência numa dada estrada envolve o conhecimento das suas características qualitativas e quantitativas (caudais), bem como a sua variação recíproca. O conhecimento exclusivo de concentrações poluentes não é suficiente. É sabido que ocorre uma grande variação de caudais e concentrações poluentes ao longo duma chuvada, sendo esta precisamente uma das incertezas e dificuldades relativas à previsão e ao controlo da poluição das escorrências de estradas. Neste tipo de efluente lida-se com pequenas concentrações de poluentes, presentes em grandes volumes de água que, devido ao efeito da diluição, muitas vezes se encontram aquém dos limites de detecção analítica.

Entre outras variáveis relevantes para a compreensão do fenómeno, as de origem hidrológica são universalmente reconhecidas como tendo um peso elevado nas características quantitativas e qualitativas das escorrências rodoviárias, conforme o Quadro 1 comprova. É fundamental conhecer as características da precipitação e da área drenada.

É comum caracterizar-se a qualidade da escorrência de uma determinada estrada através da sua **Concentração Média do Lugar (CML)** que é a média ou a mediana das **Concentrações Médias dos Eventos (CME)** monitorizados. Quando o número de eventos monitorizado é relativamente reduzido, é mais confortável o cálculo da CML através da média das CME.

Por outro lado, é fácil compreender que sendo as concentrações determinadas pela intensidade e duração da precipitação, duas estradas poderão apresentar CML idênticas mas cargas poluentes associadas distintas. Daí que o cálculo da **carga poluente** (expressa em massa de poluente por unidade de área, para um dado período de tempo – geralmente um ano) seja outro dado importante.

Em termos de avaliação de impactes, o conhecimento da CML faculta dados para a análise dos **impactes agudos**; enquanto as cargas poluentes possibilitam a avaliação de **impactes cumulativos**. Ambas as abordagens são importantes.

#### **4.4 Características dos poluentes nas escorrências rodoviárias nacionais**

O **Anexo A** apresenta uma síntese do conhecimento angariado através de monitorizações às águas de escorrência de estradas em Portugal, através das gamas de concentrações para vários parâmetros de qualidade. Estas monitorizações integraram um conjunto automático de equipamentos, envolvendo amostragens ao longo de um evento e registos do escoamento e da precipitação, pelo que cumprem os requisitos duma boa caracterização.

Um aspecto importante é que desde os primeiros trabalhos de monitorização e até ao presente se foi alargando o leque de poluentes monitorizado. Por vezes, houve tentativas de medir determinados poluentes (como os HAP e óleos e gorduras) que se revelaram infrutíferas na maior parte dos casos, pelos resultados obtidos serem abaixo do limite de quantificação. Este facto é certamente intrínseco à realidade climática nacional, pelas temperaturas relativamente elevadas e presença de radiação solar suficiente para promover a evaporação e decomposição destes poluentes. O estudo desenvolvido para a *Highways Agency* constatou que é nas regiões mais frias de Inglaterra que se consegue, por vezes, medir os HAP e, entre eles, em particular o pireno e o fluoranteno (Crabtree *et al.*, 2008)

Os dados de monitorização angariadas em Portugal entre 1996 e 2003 permitiram definir um padrão, em Portugal, para as concentrações relativas de metais pesados, em que o Zn, o Cu e o Pb se apresentavam na seguinte ordem de grandeza: Zn>>Cu>Pb. Para o Cd e Cr obtinham-se concentrações reduzidas, muitas vezes abaixo do limite de detecção. (Barbosa, 2003)

À data de redacção deste Guia e com os dados posteriormente angariados, observa-se o marcado decréscimo das concentrações de Pb, atingindo muitas vezes valores inferiores ao limite de detecção analítica.

Com base do G-Terra e outros estudos nacionais, constatou-se que várias estradas nacionais apresentam nas suas escorrências concentrações de SST, CQO e Fe que, em diferentes percentagens, excedem o VLE para a descarga de águas residuais (Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º236/98).

O Quadro 5 apresenta uma síntese de CML dos poluentes considerados como poluentes-chave na actual realidade nacional (os SST, CQO, Fe, Zn e Cu) e ainda dos cloretos e do Pb.

**Quadro 5 – Concentrações Média do Lugar (CML) para poluentes relevantes em estradas nacionais.**

CML (mg/l)	Designação da estrada e data da monitorização										
	A1 (2002)	A1 (2009)	A2 (2003)	A6 (2004)	A25 (2003-04)	A25 (2008)	A3 St. 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	30299	27746*	16344	2918	27000	14675	42823	7849	19201*	6000	6539

\* Média para os meses monitorizados

#### 4.5 Recomendações para previsão de concentrações em escorrências de estradas

Entre 2002 e 2006 o LNEC efectuou um estudo para a Estradas de Portugal, S.A. do qual resultou um método expedito para estimar 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 desenvolveu-se o **PREQUALE** (**PRE**visão da **QUAL**idade das águas de **Escorrência**) baseado num conjunto de resultados de monitorizações efectuadas em 6 estradas nacionais<sup>3</sup> (Barbosa, 2007 e Barbosa *et al.*, 2009). O modelo baseia-se numa

<sup>3</sup> As estradas em questão foram: IP4, A1, A2, A6, A25 e IP6, constantes no Quadro 5.

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. Em seguida descreve-se a equação e o processo de obtenção das variáveis.

#### 4.5.1 O PREQUALE: a equação e as variáveis

O **PREQUALE** consiste num 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 do **PREQUALE** 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
$a_i, \beta_1, \beta_2, \beta_3$ e $\beta_4$	= Coeficientes de regressão
$A$ (km <sup>2</sup> )	= 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
$P_{\text{anual}}$ (mm)	= Precipitação média anual

Seguem-se explicações sobre as diferentes variáveis.

#### Área de drenagem ( $A$ , km<sup>2</sup>)

A área de drenagem que aqui se considera 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 (Lencastre e Franco, 1984):

$$t_c = 0,0663 \times \frac{L^{0,77}}{S^{0,385}}$$

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 ( $P_{\text{anual}}$ , 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 no site do INAG (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.

#### **4.5.2 Modelo PREQUALE 1.1**

A versão anterior do **PREQUALE** baseou-se nos seguintes poluentes: Sólidos Suspensos Totais (SST) e três metais pesados: o Zinco (Zn), o Cobre (Cu) e o Chumbo (Pb).

Neste Guia e em função do avanço do conhecimento dos poluentes mais relevantes em Portugal (sub-capítulo 4.4), saber esse consolidado pela informação dos casos de estudo monitorizados no G-Terra, seleccionaram-se como poluentes mais relevantes os seguintes: **SST, CQO, Fe, Zn e Cu**. Estes correspondem aos poluentes-chave a nível nacional (sub-capítulo 3.5).

Assim, os parâmetros do **PREQUALE** foram actualizados e aferidos para este conjunto de poluentes e para um novo conjunto de estradas, gerando-se o **PREQUALE 1.1**. De entre as estradas listadas no Quadro 5, 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 6 as características das variáveis para as diferentes estradas e, no Quadro 7, os coeficientes para aplicação do **PREQUALE 1.1**.

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 (listadas no Quadro 5). Para o caso do Fe e da CQO, que não foram monitorizados em todos os casos, foram utilizadas 5 estradas.

**Quadro 6 – Resumo das variáveis A, I, P, e P<sub>anual</sub> relativas às estradas que geraram o PREQUALE 1.1.**

Estrada	P (mm)	A (km <sup>2</sup> )	I (%)	P <sub>anual</sub> (mm)	Observações
A1	7,5	0,0646	41,2	1157	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	1537,4	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 7 – Coeficientes de regressão  $a_i$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$ ,  $\beta_3$  e  $\beta_4$ , para afectar as variáveis A, I, P, e P<sub>anual</sub>, e coeficientes de determinação das regressões lineares múltiplas.**

Parâmetro	$a_i$	$\beta_1$ (A)	$\beta_2$ (I)	$\beta_3$ (P)	$\beta_4$ (P <sub>anual</sub> )	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

#### 4.5.3 Análise crítica do PREQUALE 1.1

A utilização da equação do **PREQUALE 1.1** baseia-se em dados que são conhecidos na fase de projecto da estrada e cálculos simples. O **PREQUALE 1.1** constitui uma actualização do PREQUALE (Barbosa *et al.*, 2009) para o conjunto de variáveis caracterizadores das estradas que se encontram no Quadro 6.

Verificou-se uma alteração do peso relativo das diferentes variáveis do modelo na equação de cálculo das concentrações. No entanto, 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 **PREQUALE 1.1** (as 6 estradas constam do Quadro 6), 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 poluentes<sup>4</sup>, o que consiste numa melhoria notável, face às metodologias presentemente utilizadas nos EIA.

O **PREQUALE 1.1** encontra-se validado para situações em que os parâmetros se encontrem dentro dos limites referidos no Quadro 8. Para valores fora destes intervalos, deverá haver por parte dos utilizadores uma análise crítica dos resultados obtidos.

**Quadro 8 – Intervalos das variáveis para os quais o PREQUALE 1.1 foi validado.**

Parâmetro	Limite inferior	Limite superior
P (mm)	6	7,5
A (km <sup>2</sup> )	0,00025	0,065
I (%)	40	100
P <sub>anual</sub> (mm)	560	1200

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<sub>anual</sub>.
- Os SST mostram um marcado aumento de concentração em locais com P<sub>anual</sub> inferior a 600 mm, demonstrando o peso do factor diluição.
- O Fe e, de forma mais atenuada, 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 e motores, materiais dos veículos e suas componentes, processos construtivos da estrada, etc. Como seria de esperar, resultados de monitorizações mais antigas (IP4) não se enquadram nesta nova versão.

---

<sup>4</sup> Excluiu-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.

## 5 | MONITORIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ESCORRÊNCIA DE ESTRADAS

---

*Pedro Baila Antunes  
João Nuno Fernandes*

### 5.1 Níveis de monitorização

Como se infere dos anteriores capítulos a caracterização das águas de escorrência de estradas, e daí a sua monitorização, é um processo muito crítico atendendo à sua variabilidade e aleatoriedade.

Como qualquer monitorização de águas residuais ou afins, importa, em face das exigências e dos meios disponíveis, permitir - com a amostragem, as análises e os tratamentos de resultados posteriores - a maior aproximação possível às características efectivas das escorrências de estradas do troço de estrada a monitorizar

A selecção dos parâmetros é fundamental no planeamento da monitorização águas de escorrência de estradas.

A monitorização pode ser efectuada a vários níveis. No presente contexto, consideram-se a monitorização manual com a recolha de uma ou de várias amostras e a monitorização automática.

#### 5.1.1 Monitorização manual

O método mais simples de monitorização é a recolha manual de amostras à saída do sistema de drenagem da estrada para o meio receptor. As principais limitações deste método prendem-se com a menor fiabilidade na caracterização das águas de escorrência que este método proporciona e a necessidade de um grande empenho e disponibilidade da equipa responsável pela monitorização.

Quando se põe em prática esta metodologia de amostragem pontual, para além de serem aleatórias variáveis chave de que dependem as águas de escorrência de estradas, poder-se-á recolher apenas o início de um evento, um período de características anormais das águas de escorrência de estradas, um pico do primeiro fluxo ou a poluição de fundo. Esta última característica é a mais usual – amostragem no decorrer de um evento já com níveis de

poluição de fundo (concentração muito reduzida) – o que implica uma sub-avaliação dos níveis de poluição das águas de escorrência de estradas no troço monitorizado.

### **5.1.2 Monitorização manual com recolha de várias amostras**

Para uma melhor caracterização do padrão das águas de escorrência de estradas, obviando a grande parte dos constrangimentos associados ao método anterior, pode-se efectuar uma recolha, ainda manual, mas já composta com várias sub-amostras. Estas devem incidir com maior relevo sobre o início do evento, mas com uma periodicidade de recolha tal que se prolongue até uma fase do evento com os níveis de poluentes em concentrações de fundo. Esta metodologia de monitorização requer um trabalho de campo muito aturado, salientando-se a necessidade de estar presente no início do evento de precipitação, com a imprevisibilidade associada.

### **5.1.3 Monitorização automática**

Para minimizar a mão-de-obra da metodologia anterior, pode-se instalar no troço de estrada um sistema de monitorização automática com diversos equipamentos a operar de forma integrada. Dessa forma, é possível estender a monitorização para diversos eventos sob diferentes condições meteorológicas. Nestes estudos de monitorização é frequente a recolha de 6 a 10 eventos de precipitação, com uma duração correspondente à duração média dos eventos de precipitação do local, recolhendo-se 8 sub-amostras (com frequência superior na fase inicial). Esta metodologia compreende a recolha de dados de precipitação (anteriores e no decorrer do evento) e a medição do caudal das águas de escorrência de estradas.

Com o desenvolvimento das exigências na área da caracterização das águas de escorrência de estradas e respectivos impactes, pese os custos de investimento iniciais, este tipo de monitorização é aquele que se afigura como mais adequado e equilibrado (custo/benefício) para a monitorização de águas de escorrência de estradas.

No decorrer deste Guia, com as suas instruções decorrentes, assume-se esta metodologia como aquela que é mais ajustada aos requisitos actuais, merecendo assim maior atenção.

Entre os três tipos de monitorização apresentados é possível encontrar compromissos ou desenvolvimentos particulares em consonância com os recursos disponíveis e os objectivos da monitorização e caracterização das águas de escorrência de estradas.

## **5.2 Selecção do local e dos métodos de monitorização**

A selecção do local e dos métodos de monitorização dependem principalmente do objectivo do estudo e dos meios materiais e humanos disponíveis para a sua realização.

Em relação ao local de monitorização é essencial que seja representativo das águas da plataforma da estrada que se pretende caracterizar. Satisfeita essa premissa, a selecção do local deve atender aos seguintes aspectos:

- Proximidade entre as localizações do operador e do sistema de monitorização (para deslocação frequente e rápida ao local);
- Garantia de boa acessibilidade (nomeadamente em situações de precipitação e solos encharcados);
- Garantia de segurança do operador e dos equipamentos (e.g. local protegido por vedação);
- Cobertura de rede GSM, caso o equipamento permita essa funcionalidade;
- Disponibilização de energia eléctrica (aspecto acessório).

Importa referir que caso existam sistemas de tratamento das águas de escorrências de estradas, o colector de entrada destes sistemas é, quase sempre, favorável à monitorização uma vez que cumprem muitos dos aspectos mencionados.

Conforme se referiu, existem diversos níveis de monitorização, a selecção pelo método mais apropriado deverá entrar em linha de conta com o âmbito da monitorização e com os recursos disponíveis para a mesma.

A disponibilidade de um amostrador permite a monitorização automática das águas de escorrência de estradas. A recolha de amostras processa-se a partir de uma dada condição e de acordo com uma programação pré-estabelecida. A monitorização é muito mais cómoda, podendo ser efectuada a recolha de várias sub-amostras, do mesmo evento de precipitação, com um dado intervalo. O valor acrescentado dado por este método leva a que seja o mais conveniente.

Quando esse equipamento não está disponível é possível efectuar a recolha manual das amostras. Dependendo da disponibilidade e proximidade do operador esta recolha pode ser feita mais ou menos rapidamente, disso dependendo a qualidade das águas de escorrência que é monitorizada. Considerando que o responsável pela monitorização não se encontra no local da mesma, deixando um recipiente no local para a recolha das primeiras águas de escorrência, apenas se obtém uma amostra (da fase inicial) por evento.

### **5.3 Parâmetros de qualidade de base a determinar**

Existem determinados parâmetros que se consideram básicos para a caracterização da qualidade das águas de escorrência de uma dada estrada e por isso deverão ser analisados em laboratório, utilizando as técnicas e os limites de quantificação adequadas à matriz. Estes poderão ser complementados com outros, de acordo com as especificidades do local, os

objectivos do estudo e dos locais de descarga, incluindo os usos da água. Por exemplo, se a envolvente da estrada incluir áreas agriculturas será conveniente determinar a presença de nutrientes, nomeadamente de azoto ( N-Total ou N-Kjeldhal) e de fósforo (P-Total).

Listam-se em seguida os parâmetros de qualidade que deverão ser a base da caracterização qualitativa das escorrências de estradas:

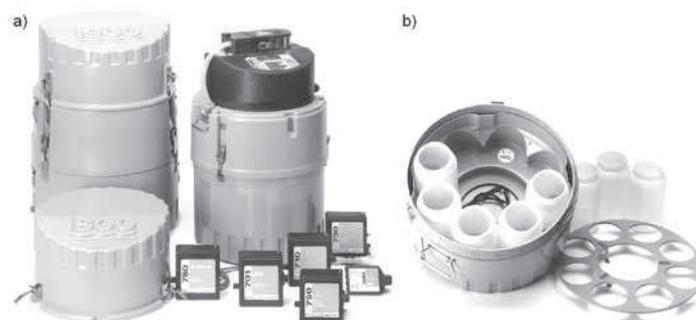
- Temperatura (°C);
- pH;
- Condutividade;
- Turvação;
- Dureza Total;
- Carência Química de Oxigénio (CQO);
- Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>);
- Sólidos suspensos totais (SST);
- Zinco (Zn);
- Cobre (Cu);
- Ferro (Fe).

## **5.4 Equipamentos de monitorização e sua instalação**

Os equipamentos para a monitorização das águas de escorrência de estradas dependem do método de monitorização seleccionado. Para uma monitorização automática, sobre um abrigo de protecção, p.ex. uma cabine pré-fabricada ou a construir no local – é implementada uma estação de monitorização de águas de escorrência de estradas. Nesta deverão estar instalados, a operar sincronizadamente, os seguintes equipamentos.

### **5.4.1 Amostrador automático**

Um amostrador automático é a componente central de um sistema de monitorização automática, tendo por função a recolha de amostras e a gestão de todo o procedimento de amostragem (como as condições para o início da amostragem e recolha da informação relativa aos equipamentos). Estes equipamentos permitem múltiplas programações, são compactos e portáteis. Na Figura 6 apresenta-se um exemplo de um destes equipamentos.

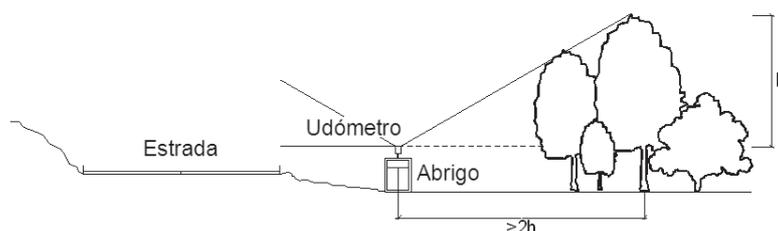


**Figura 6 – a) Amostrador automático de recolha de águas residuais; b) Pormenor da colocação das garrafas no amostrador (ISCO, 1996).**

### 5.4.2 Udómetro

Medidor de precipitação, usualmente instalado na cobertura do abrigo da estação de monitorização. Deve-se garantir a verticalidade do udómetro e a ausência de obstáculos que possam influenciar a precipitação captada pelo equipamento. A distância aos obstáculos deverá ser, no mínimo, igual a 5 m ou a duas vezes a altura desse obstáculo (*cf.* Figura 7).

A acção do vento poderá ser importante, caso existam dúvidas relativamente aos valores medidos pode comparar-se com as medições da rede meteorológica nacional.



**Figura 7 – Colocação adequada de um udómetro numa estação de monitorização de águas de escorrência de estradas.**

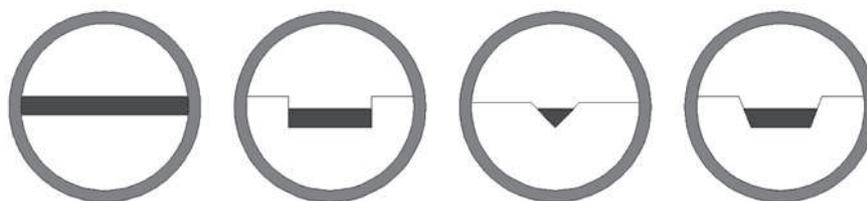
### 5.4.3 Equipamentos para medição de caudal

Comercialmente, encontram-se disponíveis diferentes tipos de medidores de caudal. Nos sistemas mais comuns um descarregador, usualmente triangular (*cf.* Figura 8), a montante, cria condições aproximadamente de fluxo laminar, permitindo igualmente criar uma massa de água com altura suficiente para efectuar a bombagem inerente à amostragem automática.

A medição do caudal em canais de superfície livre pode ser efectuada através de estruturas hidráulicas e de relações declive-raio hidráulico ou área-velocidade (Grant e Dawson, 1995).

No primeiro caso, o escoamento é interceptado por uma estrutura hidráulica da qual se conhece a curva de vazão (relação altura de água-caudal). Dessa forma, através de um equipamento secundário que permita a leitura da altura de água, é possível obter o caudal. No

caso concreto das águas de escorrência de estradas a estrutura típica para a intercepção do escoamento é um descarregador, sendo os mais comuns o rectangular, triangular ou trapezoidal (Figura 8).



**Figura 8 – Vários tipos de descarregadores implementados em sistemas de medição de caudal em fluxo aberto.**

No vértice do descarregador está implantado um medidor da altura da lâmina de água, através de equipamentos mecânicos (*e.g.* um flutuador), eléctricos, ultrasónicos ou de pressão (*e.g.* borbulhador), o mais usual.

Estão ainda disponíveis outros dispositivos de medição do caudal que poderão ser mais adequados em determinadas condições específicas.

Caso a monitorização seja manual o caudal pode ser medido directamente da saída da conduta, medindo o volume de água que é escoado num determinado tempo, Para tal é apenas necessário um recipiente graduado (poderá ser um vulgar garrafão de 5 l) e um cronómetro. O caudal é então calculado através da divisão do volume pelo tempo.

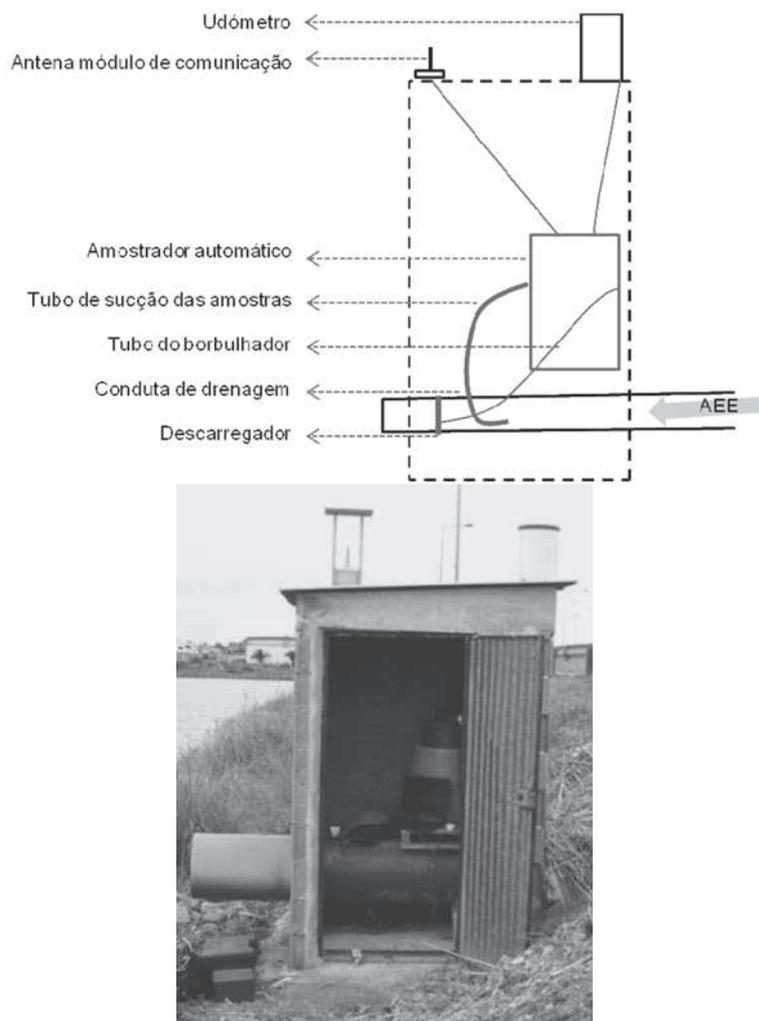
#### **Computador ou data logger externo**

Periodicamente (nomeadamente sempre que se verifica uma recolha de amostras), deve ser ligado ao amostrador um computador portátil, ou deve estar ligado um *data logger*, para recolha de informação da base de dados.

#### **5.4.4 Módulo de comunicações**

Acessório de comunicação que possibilita o envio de informação (através de mensagens SMS, emails ou dados online em tempo real) relativa à amostragem. Estando os sistemas de monitorização distantes dos laboratórios e das instituições, estes módulos de comunicação permitem aumentar a produtividade do processo. Considerando a escassa informação dos fenómenos meteorológicos e a sincronização sensível dos diferentes componentes, muitas deslocações à estação de monitorização poderão ser inconsequentes. Por outro lado, após a recolha de amostras é fundamental que estas sejam rapidamente conservadas e transportadas para o laboratório.

Na Figura 9 apresenta-se um desenho esquemático e uma fotografia exemplificativos de um sistema de monitorização automática.



**Figura 9 – a) Desenho esquemático de uma estação automática de monitorização das escorrências de estradas. b) Fotografia da estação automática implementada num troço da auto-estrada A25 no âmbito do Projecto G-Terra.**

Para a alimentação dos equipamentos apresentados é necessária energia eléctrica. Muitas vezes o seu fornecimento directo não é possível dado a localização dos pontos de amostragem. Sendo assim, é necessária a instalação de uma bateria que deverá ser trocada/recarregada regularmente. Salienta-se que, mesmo que os amostradores automáticos possuam baterias próprias, para uma maior durabilidade e menor custo de investimento as vulgares baterias de automóvel de 12V demonstram ser uma alternativa válida, podendo ter que se adaptar um cabo para ligação destas ao equipamento.

No que diz respeito à opção da monitorização manual, alguns destes equipamentos poderão não estar presentes, nomeadamente o amostrador automático.

Caso exista a possibilidade de deslocação do técnico ao local da monitorização aquando do evento, este deverá registar o caudal e fazer a recolha das amostras, de preferência com

intervalos de tempo mais curtos no início do evento. É importante considerar para cada amostra um volume suficiente para fazer todas as análises propostas.

Nesses casos, a recolha das amostras poderá, por exemplo, ser efectuada através de recipientes a colocar no final das condutas de drenagem (cf. Figura 10).



**Figura 10 – Estrutura para a recolha não automática das amostras (auto-estrada A22).**

## **5.5 Escolhas na implementação da monitorização**

Conforme referido no sub-capítulo 5.1, os recursos e objectivos da monitorização ditam a complexidade e os procedimentos da monitorização das águas de escorrência de estradas.

Quando a monitorização é manual deve-se sempre privilegiar uma amostragem tendencialmente próximo destas condições: primeiro fluxo; períodos secos antecedentes significativos; época de estiagem; quando os níveis de poluição são mais significativos.

Se forem consideradas mais de uma amostra no decorrer do evento de precipitação, estas devem contemplar o primeiro fluxo e uma fase do evento com níveis de poluição em concentração de fundo, para mais adequadamente definir a CME e a CML.

Numa perspectiva de estação automática, no módulo central é necessário programar a instrução de diversos procedimentos, nomeadamente os seguintes.

### **5.5.1 Quando deve ser despoletada a amostragem?**

Pode-se optar por níveis de precipitação (deve ser superior à altura de precipitação que fica retida na área drenada sem induzir fluxo de águas de escorrência de estradas) e/ou pelo nível de água na conduta de recolha (o *set point* deverá ser imediatamente acima do vértice descarregador). Este último método é mais fiável quando se verifica um grande desconhecimento do volume de precipitação retido na bacia, tendo este alguma variação de acordo com o período seco antecedente.

### **5.5.2 Programação do tempo para a recolha de amostras**

Têm de ser programados os tempos de amostragem das diferentes sub-amostras de acordo com as possibilidades do equipamento (número e volume dos frascos). Deverá ser tida em

conta a duração média dos eventos de precipitação e uma maior frequência de amostragem na fase inicial.

Para além da programação do módulo central deve ser dada atenção à colocação do tubo de sucção do amostrador de forma a não provocar elevada perda de carga à sua lavagem (passagens de enxaguamento de águas de escorrência de estradas no módulo central) entre amostragens.

Atendendo à degradação da amostra, com reflexos nos parâmetros da qualidade da água, sobretudo ao nível da matéria orgânica, o tempo entre a amostragem e a sua recolha deve ser minimizado o mais possível, devendo ser sempre reportado.

## 5.6 Tratamento de resultados

No Quadro 9 são apresentadas as informações que deverão ser recolhidas antes e durante a recolha das amostras. Da mesma forma, apresenta-se no mesmo quadro os parâmetros que resultam do tratamento dos dados recolhidos na monitorização de águas de escorrência de estradas.

**Quadro 9 – Tratamento simplificado de resultados da monitorização de escorrências de estradas.**

<b>Circunstâncias ligadas à amostragem</b>	Data e hora do início da recolha de cada amostra Dados excepcionais (p.ex. ocorrência de derrames)
<b>Precipitação, volumes e caudais durante o evento e totais</b>	Dados armazenados no <i>data logger</i> (precipitação e caudal) Intensidade da precipitação Estimativa do coeficiente de escoamento Volumes totais e parcelares
<b>Outros dados do evento e do período seco antecedente</b>	Duração do evento Período seco antecedente Duração, volume e intensidade da chuvada antecedente
<b>Concentrações e cargas poluentes dos vários parâmetros analisados</b>	Concentrações para todas as amostras e eventos Percentagens de concentrações superiores ao Valor Limite de Emissão (indicador: Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º236/98 de 1 de Agosto que define VLE na descarga de águas residuais) Cálculo das massas poluentes totais do evento Cálculo de concentrações médias por evento (CME) Cálculo de concentrações médias do lugar (CML) Gráficos: polutogramas de concentrações do evento
<b>Análise da ocorrência de primeiro fluxo</b>	Cálculos da % (face ao total) de massa de cada poluente transportada em determinada % de volume do mesmo Gráficos: massa relativa acumulada vs volume relativo de águas de escorrência de estradas acumulado

## 5.7 Relatórios de monitorização e apresentação de resultados

O relatório de monitorização deverá apresentar os resultados de forma concisa e clara. Nele deverá constar toda a informação relevante relativamente ao estudo realizado.

Relativamente à Avaliação de Impacte Ambiental de rodovias, a respectiva legislação de AIA, nomeadamente o Anexo V da Portaria n.º330/2001, de 2 de Abril, define a estrutura dos Relatórios de Monitorização. Desta forma, o relatório de monitorização deverá conter uma introdução, os antecedentes, a descrição e os resultados dos programas de monitorização e uma conclusão.

No Quadro 10 apresentam-se principais conteúdos relativos ao troço monitorizado e à envolvente que, caso se aplique à situação em concreto, devem estar incluídos no relatório de monitorização. Saliente-se que grande parte destas informações pode ser recolhida nos Estudos de Impacte Ambiental.

**Quadro 10 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente ao troço e à envolvente.**

<b>Dados gerais do troço</b>	Identificação da Estrada Concessionária Perfil transversal e longitudinal do troço da estrada Localização (Coordenadas, quilómetro, ...)
<b>Caracterização troço e da bacia de drenagem</b>	Altitude Comprimento do troço Área da bacia de drenagem Declive médio do troço Área pavimentada e não pavimentada (tipos de ocupação) Troços em escavação, aterro, viaduto ou nível do terreno. Infra-estruturas de drenagem das águas de escorrência de estradas Tipo de vegetação nas bermas e no separador central Existência de guardas de segurança Obras rodoviárias (p.ex. nós, viadutos, pontes) nas proximidades Afluências de escorrências exteriores ao ambiente rodoviário Tipo e idade do pavimento Documentação complementar relevante
<b>Características do tráfego</b>	Tráfego Médio Diário Anual (TMDA) e sua composição Tráfego Médio Diário Mensal Transporte de cargas específicas (p.ex. inertes, produtos químicos)
<b>Práticas de manutenção do troço e bacia contribuinte</b>	Corte de vegetação Aplicação de fertilizantes e herbicidas nas bermas/separador Aplicação de sais de degelo

	Operações de manutenção (p.ex. varreduras, lavagem, pinturas)
<b>Características da área envolvente</b>	Sensibilidade do local (p.ex. proximidade de captação de água) Geologia, hidrogeologia e solos Ocupação do solo envolvente Localização de actividades mais significativas na envolvente Características do meio hídrico superficial e subterrâneo Proximidade ao mar Estação meteorológica mais próxima
<b>Dados climáticos da área envolvente</b>	Precipitação média anual Precipitação média mensal Temperatura média mensal Direcção predominante dos ventos (e variação sazonal) Velocidade média do vento
<b>Levantamento fotográfico e outros elementos</b>	Ocorrências excepcionais (p.ex. incêndios, acidentes, derrames) Vistas gerais e pormenores do troço e bacia contribuinte Sistema de drenagem Equipamento e estruturas de amostragem instaladas Sistema de tratamento de águas de escorrência de estradas Ponto de descarga águas de escorrência de estradas Fotografias por satélite e aéreas do troço e área envolvente Extractos de mapas pertinentes

No Quadro 11 apresenta-se informação adicional (de acordo com a disponibilidade de dados) a inserir no relatório de monitorização relativamente à precipitação e a volumes de águas de escorrência de estradas.

**Quadro 11 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente à precipitação e a volumes de águas de escorrência de estradas (estão sublinhados os dados mais significativos).**

<b>Precipitação, volumes e caudais no decorrer dos eventos</b>	<u>Intensidade da precipitação</u> , incluindo média; mínimo e máximo <u>Caudal no decorrer do evento</u> Estimativa do coeficiente de escoamento Estimativa do tempo e do volume de retenção da bacia Estimativa do volume de águas de escorrência de estradas nos eventos Gráficos: hidrogramas e hietogramas dos eventos
<b>Outros dados do evento e período antecedente</b>	<u>Duração do evento</u> <u>Período seco antecedente</u> Veículos durante o evento Contagem de veículos antecedentes Duração da chuvada antecedente Volume da chuvada antecedente Intensidade da chuvada antecedente

Relativamente ao quadro anterior, refira-se que, atendendo aos recursos implementados na monitorização e à insuficiente informação recolhida pelos concessionários, em muitas campanhas de monitorização não será possível a obtenção de diversos dados indicados.

Relativamente à apresentação de resultados, para cada parâmetro, em diferentes tabelas e/ou gráficos, deverão ser apresentados os dados patentes no Quadro 12.

**Quadro 12 – Conteúdos a incluir no relatório de monitorização relativamente à apresentação de resultados.**

<b>Dados relativos às metodologias analíticas</b>	Laboratório responsável; unidades; método analítico; limites de detecção e de quantificação; preservação das amostras
<b>Tratamento estatístico simplificado</b>	Número de amostras; média; mediana; eventualmente pressentis; desvio padrão; domínio de concentração (mínima e máxima)
<b>Caracterização da carga poluente</b>	CME; CML; Carga Poluente: mg/m <sup>2</sup> .ano; g/ha.ano; g/km/ano; mg/veículo/km Gráficos: polutogramas de massas e/ou concentrações do evento
<b>Análise da possível ocorrência de primeiro fluxo em cada evento</b>	Gráficos: massa relativa acumulada vs. volume relativo de águas de escorrência de estradas acumulado

## 6 | SISTEMAS DE CONTROLO E TRATAMENTO

---

*Paulo Ramísio  
Ana Telhado  
Jessica Caliço*

### 6.1 Recomendações para o sistema de drenagem

Atentos à abordagem integrada que a Lei da Água impõe a todos os intervenientes e ao facto dos grandes eixos rodoviários constituírem uma fonte de poluição difusa, estando assim identificados como pressões sobre o meio hídrico, dever-se-á, no desenvolvimento dos projectos e, mais especificamente, na concepção do projecto de drenagem, adoptar e incluir medidas que contribuam para o objectivo estabelecido de se vir a atingir o bom estado de todas as massas de água superficiais e subterrâneas.

Sendo o bom estado, para as águas superficiais, definido em termos de bom estado ecológico que compreende, para além das características das comunidades de organismos aquáticos, os parâmetros físico-químicos e as características hidromorfológicas, é necessário que todos os órgãos da drenagem longitudinal e, da transversal, incluam soluções que evitem ou, mitiguem a erosão hídrica.

Genericamente os projectos de drenagem prevêem descargas ao longo de toda a extensão do traçado, em especial nos pontos mais baixos. A dispersão das descargas pode não constituir uma situação problemática se não existirem receptores considerados sensíveis e, se o meio tiver capacidade de diluição e transporte.

Nos locais onde não existem restrições às descargas, face à capacidade do meio em termos de diluição e transporte, poder-se-á promover a dispersão das descargas num maior número de locais, privilegiando sempre as massas de água que, não possuindo estatuto de protecção, apresentem capacidade para suportar a descarga de cargas poluentes, sem que a classificação da massa de água possa ser posta em causa.

Após terem-se identificado as zonas hídricas consideradas sensíveis que condicionam o desenvolvimento do Projecto de Drenagem (transversal e longitudinal), daí a importância desta informação ser fornecida aos responsáveis pelo desenvolvimento deste projecto logo numa fase inicial, com base nesta informação dever-se-á privilegiar:

- a condução das águas de escorrência e respectiva descarga para fora das zonas hídricas consideradas sensíveis;

- a adopção de drenagem separativa nos trechos onde ocorrem zonas hídricas consideradas sensíveis e, a concentração, das descargas de águas de escorrência em apenas alguns locais (por ex. associadas a sistemas de tratamento).

O condicionamento dos locais de descarga das águas de escorrência aplica-se à plataforma seja da plena via, seja das obras de arte especiais, pelo que se terá de ter em conta que as descargas nem sempre poderão ser realizadas nos pontos preferenciais para o efeito, ou seja, nos pontos mais baixos da rasante (perfil longitudinal).

Nos locais identificados como interditos às descargas das águas de escorrência provenientes da plataforma, a drenagem deverá ser separativa, tendo em vista permitir a descarga das águas provenientes dos taludes e, assim, diminuírem-se os volumes de caudais a transportar para locais onde é possível efectuar a descarga.

O condicionamento das descargas não se aplica apenas à designada obra geral, plataforma da plena via, mas aplica-se igualmente à plataforma das obras de arte especiais (pontes e viadutos) que prevêem, em muitos casos, inúmeros pontos de descarga ao longo dos viadutos, situação a evitar por dificultar o controlo da contaminação do meio e promover a erosão e arraste de sedimentos para o meio, resultado do impacte da queda destas águas, por vezes, de alturas significativas, sobre o meio.

Nos viadutos a dispersão das descargas de águas de escorrência deve ser reduzida e colectada, preferencialmente, até ao terreno natural onde deverão existir dispositivos que promovam a diminuição da velocidade e, perda de carga, antes de se proceder ao tratamento se necessário e posterior descarga no meio. Igualmente as descargas das águas de escorrência junto aos encontros dos viadutos deverão ser concentradas e conduzidas de modo a evitarem a erosão e transporte de sedimentos.

## **6.2 Controlo de derrames acidentais**

A natureza acidental deste tipo de poluição, associado à grande variabilidade da sua natureza e carga poluente, ao contrário da natureza mais previsível das águas de escorrência de estradas (AEE), dificulta a implementação de acções preventivas. Em função do tipo de poluente, para além da sua colecta, poderá justificar-se o seu armazenamento e transporte a uma unidade específica de tratamento. Sugere-se a existência de uma unidade de retenção independente, a montante de uma unidade de tratamento de AEE.

Dada a grande quantidade de hidrocarbonetos transportados por via rodoviária, maior ênfase tem sido dado a este tipo de poluentes, caracterizados pela sua menor densidade. Barbosa *et al.* (2004) propuseram um protótipo para a retenção deste tipo de poluentes que retêm os hidrocarbonetos, mesmo em condições de precipitação intensa.

Esta preocupação deve também ser estendida a outro tipo de produtos, com características químicas e físicas diversas, transportados por via rodoviária. Dada a sua importância ambiental, as unidades de tratamento devem atender a esta problemática durante a sua concepção.

Independentemente do tipo de unidade a implementar para o sistema de tratamento, esta deverá assegurar uma capacidade de retenção equivalente ao volume de um camião cisterna, acrescido de 20%.

A localização e tipologia dos sistemas para o controlo deste tipo de poluição devem ser definidas em função da probabilidade de ocorrência de derrames (número de camiões cisterna em circulação, sensibilidade do meio, condições da via de circulação) e a área da bacia.

## **6.3 Sistemas de tratamento**

### **6.3.1 Introdução e objectivos**

Os poluentes depositados na plataforma rodoviária são transportados por via hídrica e, caso não se promova a retenção destes poluentes, a sua mobilidade pode comprometer a qualidade do solo, das águas superficiais e das águas subterrâneas.

O controlo da poluição por AEE pode ser realizado por medidas de gestão, focadas na sua origem e, medidas estruturais de controlo e retenção dos poluentes. Exemplos de gestão na origem são o adequado planeamento e manutenção das infra-estruturas de drenagem, separando a drenagem da plataforma da restante. Os controlos estruturais incluem sistemas de retenção dos poluentes a jusante do sistema de drenagem.

Conforme foi apresentado nos capítulos anteriores, embora o grupo de poluentes presentes neste tipo de poluição seja grande, pela sua importância ambiental, os principais poluentes a ter em conta são: os metais pesados, os compostos orgânicos, os nutrientes e os sedimentos. Os caudais descarregados também deverão ser objecto de análise uma vez que podem ser responsáveis por prejuízos a jusante do local de descarga.

Vários estudos têm provado que a maior parte da carga poluente é associada a partículas em suspensão ou a material adsorvido aos sólidos em suspensão. Portanto, as medidas de controlo mais eficazes são dirigidas à retenção destes. Acresce ainda que alguns destes poluentes são conservativos enquanto que outros são degradados ao longo do tempo.

Dada a natureza intermitente, a grande dispersão espacial, o volume de efluente a tratar e a baixa carga orgânica, a utilização de unidades de tratamento biológicas ou físico-químicas não são adequadas a este tipo de efluente. Os processos mais adequados à imobilização ou retenção, e conseqüente redução das cargas poluentes de AEE são: a equalização, a sorção e a filtração.

Os sistemas de tratamento deverão ser caracterizados por um funcionamento robusto, independente das condições meteorológicas, e poucas exigências de operação e manutenção. As valas vegetadas, as bacias de detenção e retenção, os sistemas de infiltração e filtração reúnem estes critérios.

Por outro lado, dada a grande variabilidade de caudais no tempo, as unidades de tratamento deverão ser providas de uma unidade de regularização de modo a diminuir o efeito desta carga hidráulica, não só no sistema de tratamento, mas também na descarga dos efluentes a jusante desta.

Dada a pequena dimensão das bacias de drenagem, é comum a utilização do método racional para a determinação do caudal máximo, em função do período de retorno pretendido, normalmente de 2 a 5 anos.

Os principais objectivos das unidades de tratamento de AEE são:

- Manter as condições hidráulicas semelhantes às da situação de referência.
- Remover sólidos em suspensão e poluentes associados às AEE.
- Diminuir o potencial erosivo gerado pelo escoamento superficial.
- Preservar os sistemas naturais existentes.
- Reduzir os impactes do aumento térmico gerados pelas superfícies impermeáveis.

Neste capítulo são analisados os principais métodos estruturais de controlo de AEE, descrevendo-os e apresentando as suas vantagens e limitações.

### **6.3.2 Valas vegetadas**

As valas com vegetação diferem dos outros sistemas por constituírem um órgão de drenagem concebido para, através da infiltração, filtração, ou armazenamento temporário, diminuir a carga poluente.

Estas valas são revestidas com relva ou outra espécie resistente à erosão, que promove a absorção de nutrientes, reduz a velocidade do escoamento e permite a sua infiltração. Assim, a utilização, com sucesso desses métodos de controlo é altamente dependente das condições locais.

A água drenada é recolhida por drenos e, encaminhada para outro sistema de tratamento, ou devolvida ao meio receptor. As valas secas são usadas em grande escala. São aplicáveis em todas as áreas de cobertura vegetal densa, onde podem ser mantidas. Por causa de uma limitada capacidade de regularização são, muitas vezes, combinadas com outras práticas estruturais.

Numa pesquisa realizada por JF Sabourin and Associates (1999), duas valas vegetadas, com um sistema de drenos perfurados e um sistema de drenagem convencional foram comparadas.

Os resultados obtidos indicaram que o caudal que saiu dos drenos era muito menor do que num sistema convencional.

Schueler *et al.* (1991) propõe vários critérios de projecto, incluindo inclinações longitudinais inferiores a 6%, subsolo permeável, elevados tempos de contacto, comprimentos de vala superiores a 60 m, e cobertura de relva densa. Além disso, a velocidade máxima da água na vala deve ser inferior a 0,45 m/s, e o caudal ser inferior a 5 m<sup>3</sup>/s.

Yousef *et al.* (1985) demonstrou a eficácia deste sistema na remoção de espécies iónicas de metais de AEE. Os processos envolvidos na remoção incluíram a sorção, precipitação, coprecipitação e absorção biológica. Wang *et al.* (1980) realizaram estudos tendo por base balanços de massa para demonstrar a eficácia da vegetação superficial na retenção de metais de AEE em vários locais na área de Seattle e verificaram que o chumbo foi o metal mais imobilizado, facto também confirmado por Bell e Wanielista (1979).

Harper *et al.* (1984) afirmam que, como a remoção de metais pesados está associada com o valor do pH da escorrência e da correspondente composição química dos iões metálicos, a presença de agentes orgânicos complexos, tais como ácidos húmicos, reduz a eficiência de remoção.

No Quadro 13 são apresentadas as principais conclusões de alguns casos de estudo com valas vegetadas.

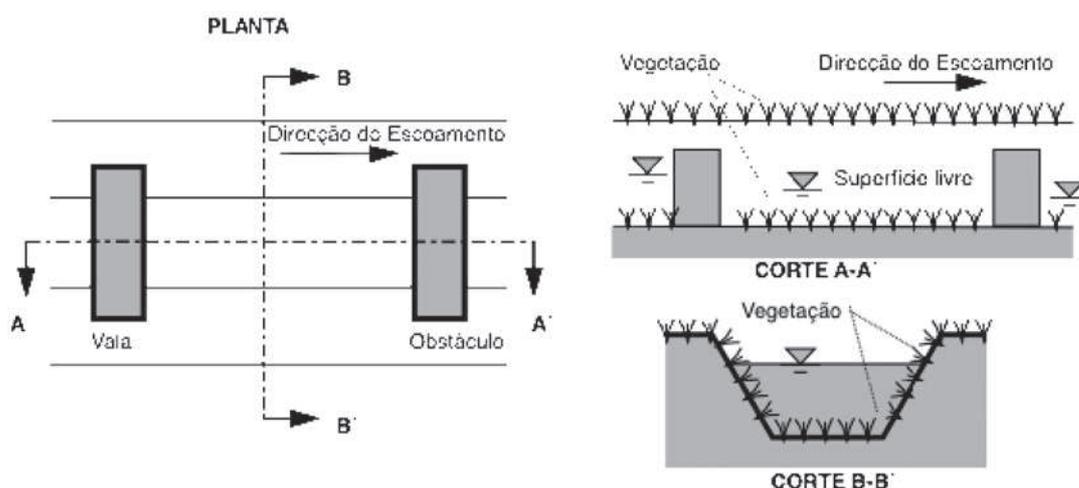


Figura 11 – Representação de uma vala vegetada.

**Quadro 13 – Resultados de casos de estudo com valas vegetadas.**

<b>Autor</b>	<b>Resultados</b>
Little <i>et al.</i> (1982)	Eficiência de Remoção: 20% de nutrientes (num canal de 72 m e no verão); [67; 93]% de óleos e gorduras. Degradação de 48% de hidrocarbonetos após 60 dias ao longo de estradas sem valas ou de pequena inclinação e, 99% de hidrocarbonetos em condições aeróbias.
Yousef <i>et al.</i> (1985)	Eficiência aumenta com solos secos, taxas de infiltração altas, com nível freático mais profundo e tempo de contacto maior. Valas planas e solos arenosos, acima do nível freático são condições favoráveis para estes sistemas. 95% de remoção de Pb numa vala com 24 metros de comprimento.
Umeda (1988)	Reduzida eficiência de remoção durante períodos secos, quando existe pouca ou nenhuma vegetação.
Schueler <i>et al.</i> (1991)	Valas em solos arenosos podem enfrentar problemas de estabilidade de taludes laterais Retenção prolongada de água nas valas põe criar condições para a ocorrência de mosquitos e odores Remoção de 70% de SST, 30% de P <sub>Total</sub> , 25% de N <sub>Total</sub> e [50; 90]% para vários metais
JF Sabourin e Associates (1999)	Caudais de ponta e volume total da saída das valas de 2 a 6 % e 6 a 30%, respectivamente.

### **6.3.3 Sistema de detenção - Bacias secas**

A utilização de bacias para o tratamento de escorrências rodoviárias encontra-se bem documentada. São os principais dispositivos de controlo de inundações, projectadas de forma a reduzir os caudais associados a grandes escorrências. Como tal, as bacias são projectadas para se encontrarem vazias entre os diferentes eventos. A sua concepção engloba uma descarga, através de uma estrutura hidráulica com lei de vazão conhecida e, são geralmente concebidas para deter a escorrência por 1 a 2 horas (Metropolitan Washington Council of Governments, 1983).

As bacias de detenção prolongada, como o nome indica, são semelhantes às bacias secas, mas com maiores tempos de detenção. Valores até 24 horas são comuns, com um tempo de detenção mínimo de 6 a 12 horas (Schueler *et al.*, 1991). Os tempos de detenção podem, por vezes, ser ajustáveis através da utilização de uma obra de descarga de altura variável.

Nestas, o maior tempo de detenção que permite a decantação de partículas e, conseqüentemente, a remoção de poluentes. A eficiência do tratamento é moderada e altamente variável, dependendo do tempo de detenção e da fracção de escorrências efectivamente detida.

Os custos de construção de bacias secas são geralmente menores que os das restantes variantes, mas os encargos de manutenção são geralmente mais elevados. A incapacidade de prever o tempo de detenção real cria dificuldades quando se tentam estimar as eficiências destas bacias secas na remoção de poluentes. O entupimento dos órgãos de entrada e saída

são um problema frequente neste tipo de soluções.

Essas práticas geralmente não cumprem 80% de remoção de SST e, por isso, são geralmente associadas a outro tipo de controlo.

No Quadro 14 são apresentados os resultados de vários casos de estudo em bacias secas.

**Quadro 14 – Resultados de casos de estudo com bacias secas.**

<b>Autor</b>	<b>Resultados</b>
Schueler <i>et al.</i> (1991).	Eficiências de Remoção: [30;70]% de SST; [15,40]% de CQO; [10;30]% de PTotal. Taxas de remoção de nutrientes baixas ou negativas. Eficiências de tratamento para hidrogramas menores (< 1.27cm) mais elevadas.
Lange (1990)	Não há detenção de cloretos em bacias secas.
Dorman <i>et al.</i> (1988)	Baixas eficiências devido à maior parte dos poluentes estarem associados com material de menor dimensão que não tem tempo de decantar. As bacias de detenção podem tornar-se uma fonte pontual de poluentes se for promovida a libertação dos poluentes retidos.

#### **6.3.4 Sistemas de retenção - Bacias molhadas**

Estas bacias são concebidas para manter um volume permanente de água e armazenar temporariamente o escoamento. Este é posteriormente liberado de acordo com uma lei de vazão definida. A remoção de poluentes é obtida através da sedimentação de partículas suspensas e os processos biológicos, como a absorção de nutrientes solúveis.

Estas bacias são consideravelmente mais eficazes. Segundo Maestri e Lord (1987), as bacias molhadas são a melhor escolha para o tratamento de escoamento rodoviário, quando os controlos vegetativos não forem viáveis. No entanto, a implementação deste tipo de bacias não é possível onde a taxa de evapotranspiração anual seja superior à precipitação anual.

As remoções relatadas variam de fraca a excelente e, dependem não só da função e do tamanho da bacia em relação à bacia hidrográfica, mas também das características da bacia de colecta. A consideração de um poço de retenção de sedimentos, na entrada da bacia, permite aumentar a eficiência desta.

Quando a evapotranspiração é significativa, para além da regularização do caudal, esta também tem um benefício adicional pela redução do volume descarregado.

Maestri e Lord (1987) realizaram uma análise aos caudais descarregados por uma bacia molhada ao longo do tempo. A análise sugere que o desempenho de bacias de retenção pode ser dividido em dois períodos distintos. O primeiro período é o período dinâmico, que ocorre durante os eventos de precipitação. O segundo é denominado estático e é considerado como o período de tempo entre os eventos.

Haan e Ward (1978) conduziram uma pesquisa sobre o tamanho das partículas retidas nas bacias de sedimentação. A pesquisa conclui que o factor com maior influência é o número de

partículas nos sedimentos de entrada, na gama de 5 a 20 microns, e que as partículas inferiores a 5 microns de tamanho não são susceptíveis de decantar sem a ajuda de um floculante.

O desempenho de bacias molhadas em função da profundidade também foi avaliado por este autor. Os dados obtidos mostraram que, para bacias com área superior a 2% da bacia de drenagem, a eficiência de remoção do fósforo total é controlada pela profundidade da bacia e não pela área de superfície. As eficiências de remoção de uma bacia molhada estão ainda directamente relacionadas com a geometria da bacia, tempo de detenção, volume e tamanho da partícula. Uma relação comprimento/largura de 2:1 e um tempo de detenção típico de 9 dias são geralmente usados na concepção de bacias molhadas (Maryland Department of natural Resources, 1984).

Os custos de bacias molhadas são definitivamente superiores aos de outras bacias custando, geralmente, mais 25% a 40% do que outros métodos de detenção (Schueler *et al.*, 1991).

Estes custos são muito dependentes dos custos associados à aquisição de terreno. Os custos por unidade de área tratada geralmente diminuem com o aumento da contribuição da área da bacia (Burch *et al.*, 1985). Segundo Schueler *et al.* (1991), os custos de manutenção anuais variam de 3% a 5% dos custos de construção.

A manutenção destes sistemas consiste tipicamente em inspecções, remoção de lixo e entulhos e limpeza da vegetação. Além disso, os sedimentos devem ser removidos de forma a não comprometerem o funcionamento da bacia a longo prazo. Quando correctamente concebidas, podem ter um período de vida útil superior a 20 anos.

O Quadro 15 resume as conclusões de alguns casos de estudo em bacias molhadas.

**Quadro 15 – Resultados de casos de estudo com bacias molhadas.**

<b>Autor</b>	<b>Resultados</b>
Schueler <i>et al.</i> (1991)	Eficiências de Remoção: [50;90]% de SST; [30;90]% de P <sub>total</sub> ; [40;80]% de nutrientes solúveis; Remoção de metais pesados, matéria orgânica e coliformes.
Yousef <i>et al.</i> (1985)	Eficiências de Remoção: [27;63]%, de Cd <sub>dissolvido</sub> , Zn, Cu, Pb, Nil, Cr e Fe, numa bacia com superfície de 3 hectares e profundidade de [1.5; 2] m.
Wanielista <i>et al.</i> (1988)	Eficiências de Remoção: 42 e 45% de Carbono Orgânico; 97 e 99% de coliformes fecais; 50 e 69% de Zn; 49 e 60% de Cu; 27 e 67% de Fe; 31 e 37% de Pb.
Yousef <i>et al.</i> (1986)	Eficiências de Remoção: 99% de P devido a condições aeróbias.
Haan e Ward (1978)	Na proporção de 2%, uma bacia de: - 2 m remove ≈ 40% de P <sub>Total</sub> - 1,2 m remove ≈ 55% de P <sub>Total</sub> - 3,66 m remove ≈ 70% de P <sub>Total</sub>
Maristany (1989)	Quando os custos de escavação são menores aos custos de aquisição de terras, aumentar a profundidade da bacia pode ser mais eficaz.

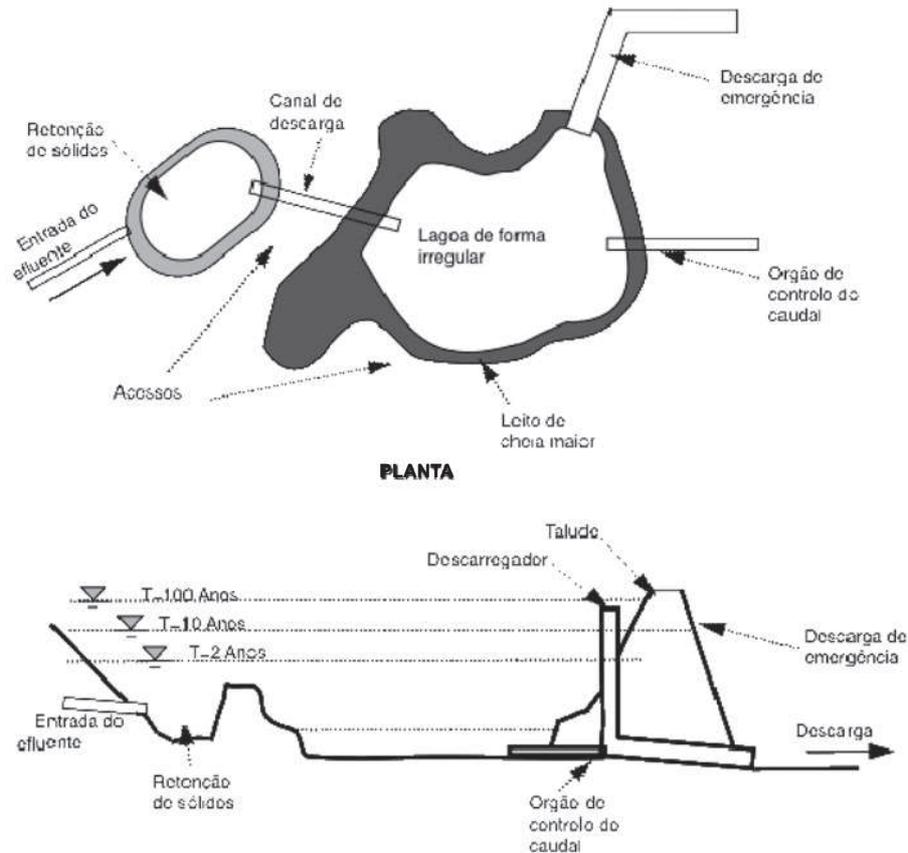


Figura 12 – Representação de um sistema de retenção.

### 6.3.5 Bacias vegetadas

As bacias com vegetação (LV) são concebidas de modo a criarem condições favoráveis ao crescimento de plantas. Ao contrário das unidades concebidas para tratamento de águas residuais urbanas, para o tratamento das AEE estas não são projectadas para replicar todas as funções ecológicas das zonas húmidas naturais. A remoção de poluentes é obtida principalmente através de absorção pelas plantas das zonas húmidas, filtração, adsorção e decomposição microbiana. As zonas húmidas têm a capacidade de assimilar uma grande quantidade de sólidos, dissolvidos e suspensos, e apresentam uma alta redução de nutrientes (Dorman *et al.*, 1988).

Estes sistemas são particularmente adequados à remoção de CBO, SST e metais pesados. Os nutrientes também são removidos, mas as taxas são muito variáveis. Em geral, as eficiências de tratamento das zonas húmidas são semelhantes às associadas com bacias molhadas (Schueler *et al.*, 1991). Além disso, o grau de tratamento depende da área superficial, a sua relação com o volume tratado e, a razão da sua área com a área da bacia drenante.

Dorman *et al.* (1988) consideram um tempo de retenção relativamente longo (6 a 14 dias) como o factor mais importante na remoção de metais pesados e outros poluentes tóxicos. O nível

freático e um baixo gradiente hidráulico, de modo a diminuir o fluxo, são também factores a considerar. Finalmente, as entradas destes sistemas devem ser destinadas a eliminar ou minimizar a erosão.

Schiffer (1988) documentou uma redução na concentração de AEE relacionada com substâncias químicas entre as entradas e saídas das zonas húmidas. As maiores remoções foram de chumbo e zinco, com média de 80% e 53%, respectivamente.

O aumento de custos para as zonas húmidas está normalmente associado com o aumento da área necessária para a sua construção (Schueler *et al.*, 1991). Devido ao uso de técnicas de plantação especial, as zonas húmidas muitas das vezes exigem duas a três vezes mais do espaço necessário do que outros métodos de controlo. Os custos de concepção são ligeiramente superiores aos de bacias molhadas, geralmente devido à necessidade da análise da componente ambiental. Normalmente, os custos de manutenção anual são de aproximadamente 3% a 5% dos custos de construção.

Schueler *et al.* (1991) destacam dificuldades de implantação de um sistema desta natureza em solos arenosos ou em solos com alta permeabilidade, obrigando à utilização de barreiras com baixa condutividade hidráulica. Assim, a caracterização dos solos, durante a fase de concepção, assume uma grande importância. Além disso, as zonas húmidas podem não funcionar bem em regiões com elevadas taxas de evapotranspiração. O seu desempenho é maior durante os meses mais quentes, que são associados com a estação de crescimento, e as taxas de remoção são reduzidas durante os meses mais frios. Além disso, a deterioração anual de plantas pode gerar um impulso de nutrientes no escoamento.

Em geral, a bacia deverá ter uma pequena inclinação e as profundidades da água não devem exceder os 0,6-0,9 m, de modo a permitir o crescimento da vegetação emergente. Profundidades maiores são favoráveis para o crescimento da vegetação aquática submersa. Nenhuma área da bacia deve ter uma profundidade de água superior a 1,2 m. Em geral, 50 % da bacia deve ter profundidade inferior a 0,3 m, 30% da bacia de 0,3-0,6 m de profundidade, e 20 % da superfície da bacia de 0,6-1,2 m de profundidade.

O Departamento do Meio Ambiente de Maryland (2000) exige que a primeira polegada do escoamento deva ser retida e descarregada ao longo de um período de 24 horas, para um caudal com um período de recorrência de 2 e 10 anos.

Estes sistemas devem incluir ainda um poço de sedimentos e um descarregador de tempestades.

O poço para sedimentos deve constituir aproximadamente 10% do volume total da bacia, com uma profundidade máxima de 1,2 m, e ter acesso rodoviário, para facilitar a remoção de sedimentos.

O descarregador de tempestades permite a descarga de caudais superiores aos previstos pelo sistema e a descarga deve ser superficial de modo a reduzir ou eliminar a sua obstrução.

A colocação de solos orgânicos no fundo da bacia promove um crescimento mais rápido da vegetação. As plantas escolhidas deverão ter uma adequada densidade e espaçamento e uma altura superior ao nível correspondente ao normal funcionamento deste órgão, devendo propagar-se por sementes.

### **6.3.6 Sistemas de infiltração**

Os sistemas de infiltração são projectados para conter um certo volume de escoamento e promover a sua infiltração no subsolo subjacente ou, num meio filtrante poroso criado para o efeito.

Este processo é caracterizado por:

- Reduzir o volume total de escoamento descarregado, uma vez que diminui o caudal de descarga.
- Filtrar os sedimentos e outros poluentes por processos químicos, físicos e biológicos durante o seu movimento.
- Contribuir para a para a recarga das águas subterrâneas.

As instalações de infiltração requerem solos porosos de modo a funcionarem correctamente, não sendo por isso adequados em locais onde os solos contêm uma percentagem de argilas e siltes superiores a 30% (WMI, 1997). Também não são adequados em zonas com nível freático elevado, em encostas íngremes e em locais onde a contaminação das águas subterrâneas possa ser problemática.

A eficácia do tratamento depende da sua instalação (“on-line” ou “off-line”) e dos critérios de dimensionamento utilizados na sua concepção. A instalação “off-line” impede que seja infiltrada a totalidade do caudal afluente. Assim, a redução da carga total anual depende do volume anual de escoamento superficial que é desviado para a estrutura de infiltração. Por outro lado, as práticas de infiltração “on-line”, têm menor eficácia de tratamento, geralmente próximas de 75% (WMI, 1997).

Existem poucos estudos sobre o risco de contaminação das águas subterrâneas e, grande parte diz respeito à qualidade da água na infiltração de esgoto urbano (Ging *et al.*, 1997; Morrow, 1999).

Poucos estudos de monitorização têm avaliado a eficiência destes sistemas. As estimativas da eficácia dos sistemas de infiltração são derivadas de testes de infiltração rápida no solo aplicados a sistemas de tratamento de águas residuais.

Os dispositivos de infiltração são altamente dependentes de condições de cada local. Schueler

*et al.* (1991) propuseram como critérios de concepção a taxa de infiltração de solo saturado, o tempo máximo permitido de desidratação, a distância mínima entre o fundo e o nível freático e as características topográficas. Estes dispositivos devem ser concebidos de modo a serem esvaziados completamente entre tempestades.

A manutenção periódica dos solos e taludes da bacia, contribui para impedir a sua colmatação, mantendo assim a taxa de percolação. Para ajudar a reter os sedimentos, deve ser prevista uma unidade de pré-tratamento a montante, onde são retidos os sólidos de maiores dimensões.

O uso de um filtro granular permite duplicar a vida útil da instalação e aumentar em 40% a eficiência de remoção de sedimentos.

Os sistemas de infiltração mais comuns são os poços, as trincheiras e as bacias de infiltração.

Jackura (1980) descreve o uso de poços de drenagem para escoamento superficial de drenagem de uma estrada na Califórnia, no início de 1960. Os dois principais tipos de poços drenantes são os de fundo aberto (com ou sem perfurações) e os de fundo fechado. Geralmente, o cascalho e/ou areia são os meios filtrantes para o local de entrada do poço.

Os custos de construção e de exploração de poços de drenagem são elevados em comparação com outras práticas de infiltração. Jactos de ar são geralmente usados para rejuvenescer os poros do meio. O risco de contaminação das águas subterrâneas é maior nestes sistemas.

As trincheiras de infiltração são elementos superficiais (0,6-3,0 m de profundidade), materializados pela escavação de valas em solos relativamente permeáveis, ao qual se segue o seu preenchimento com material granular de forma a criar um reservatório subterrâneo. Estão geralmente associadas a bacias inferiores a 10 hectares (Harrington, 1989) e a remoção de poluentes é feita principalmente por sorção e decomposição microbiana no solo subjacente (Schueler *et al.*, 1991).

A superfície da trincheira pode ser coberta com enrocamento, gabiões, areia, ou uma cobertura vegetada. As escorrências que são desviadas para a trincheira infiltram-se no subsolo. Algumas metodologias de pré-tratamento, como valas filtrantes, com ou sem vegetação, devem ser incorporadas no projecto para remover o sedimento e reduzir o entupimento dos poros do meio. Este sistema apresenta maiores custos do que os sistemas de bacias, quando comparados em termos de custo por volume tratado.

Yim e Sternberg (1987) conduziram um estudo abrangente de trincheiras de infiltração, numa tentativa de aperfeiçoar os critérios de concepção de trincheiras de infiltração. Várias relações empíricas para o dimensionamento do meio filtrante granular são fornecidas. Para as taxas de infiltração entre 0,016 e 0,645 cm/s, os tamanhos adequados do meio filtrante granular foram

determinados de forma a manter cerca de 50% de permeabilidade original do solo subjacente, depois de cerca de 7,5 anos de serviço.

A profundidade mínima do nível freático e o tempo de contacto são variáveis importantes no que diz respeito à contaminação das águas subterrâneas. Normalmente, esse valor é ditado pela profundidade regional ao lençol freático (Dorman *et al.*, 1988), variando entre 0,9 e 3,0 m.

Os custos de trincheiras de infiltração são geralmente maiores que os sistemas de bacias, especialmente quando são baseados no escoamento superficial por unidade de volume de base tratada (Schueler *et al.*, 1991). No entanto, as trincheiras são adequadas para bacias menores dimensões onde as bacias não podem ser usadas. De notar que a descarga das águas recolhidas para as águas subterrâneas podem ainda exigir um processo de licenciamento. Com base nos dados disponíveis, se os procedimentos de manutenção adequados forem ignorados, o rejuvenescimento da trincheira ou substituição poderá ser exigido a cada 10 anos.

Devem ser previstas faixas de protecção, com pelo menos 6,0 m de largura, em ambos os lados da trincheira auxiliar, para a remoção de sedimentos mais grosseiros. Finalmente, cada trincheira deve ser inspeccionada pelo menos uma vez por ano, após uma grande tempestade para ver se está a drenar a taxa projectada.

As bacias de infiltração são estruturas criadas por escavação, taludes, ou pequenas obras de retenção. Elas são tipicamente de fundo plano, sem saída, e projectadas para armazenar temporariamente o escoamento superficial gerado em áreas adjacentes de drenagem (de 2 a 50 hectares, dependendo das condições locais). A escorrência infiltra-se gradualmente através do leito e nas superfícies laterais da bacia, de preferência no prazo de 72 horas. Após esta etapa, as condições aeróbias são mantidas de forma a assegurar que a bacia esteja pronta para receber o próximo evento. As bacias de infiltração são muitas vezes utilizadas como um sistema "off-line", para o tratamento dos primeiros 12mm de precipitação, associados ao primeiro fluxo do escoamento superficial. Qualquer escoamento adicional ou é desviado para outros dispositivos de descarga ou para o "by-pass" previsto a montante da bacia, através de um descarregador.

Stahre e Urbonas (1989) descrevem o sucesso das instalações de infiltração (ambas as trincheiras e bacias), na Suécia. Consideraram uma abordagem mais conservadora, dividindo a taxa de infiltração por um factor de segurança de 2 ou 3, pelo facto dos poros ficarem colmatados ao longo do tempo. Esta medida aumentou a longevidade e desempenho das estruturas de infiltração.

Os custos de construção das bacias de infiltração são geralmente 10% a 20% superiores aos das bacias secas (Schueler *et al.*, 1991). Os custos podem aumentar significativamente em função das melhorias previstas para aumentar a sua vida útil, envolvendo despesas de

investigação locais consideráveis.

Os custos anuais de manutenção destes sistemas são normalmente cerca de 5% dos custos de construção.

O Quadro 16 resume as conclusões de alguns casos de estudo com sistemas de infiltração.

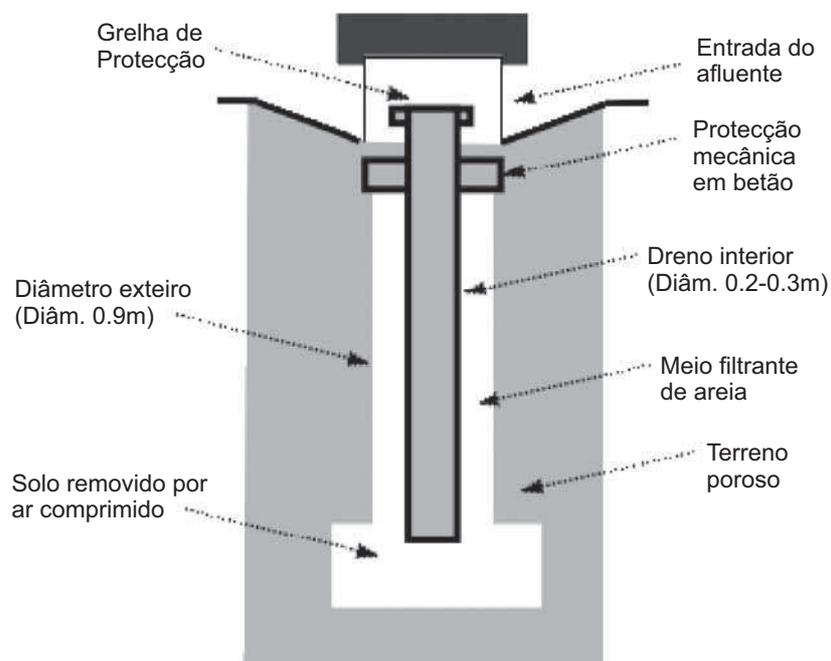
**Quadro 16 – Resultados de casos de estudo em sistemas de infiltração.**

<b>Autor</b>	<b>Resultados</b>
Schueler <i>et al.</i> (1991)	Eficiência de Remoção: >90% de sedimentos; 60% de P e N; 90% de coliformes, metais e compostos orgânicos. Baixa eficiência de remoção de cloretos, nitratos, metais pesados solúveis. Critérios de dimensionamento: > 0,5 pol./h de taxa de infiltração em solo saturado e, inclinação longitudinal inferior a 5%.
Dorman <i>et al.</i> (1988)	Critérios de dimensionamento: > 0,3 pol./h de taxa de infiltração em solo saturado e inclinação longitudinal inferior a 7%. Em Maryland e na Flórida o período máximo aconselhado para a desidratação é de 72 horas.
Harrington (1989)	Secagem dos solos promove o rejuvenescimento dos poros.

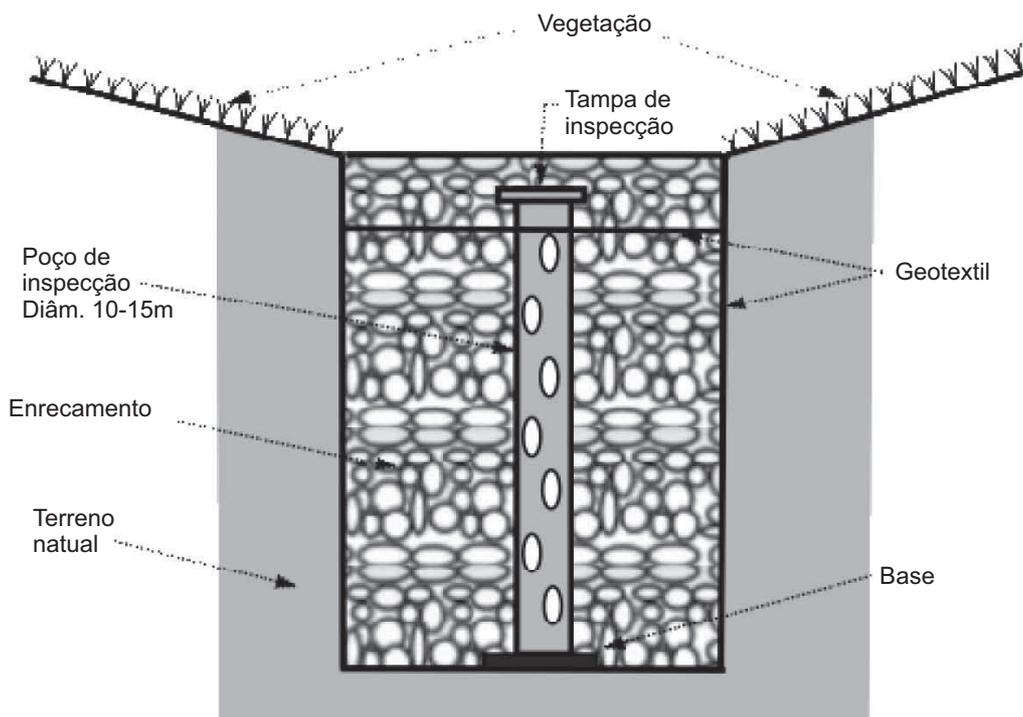
### 6.3.7 Sistemas de filtração

As técnicas de filtração promovem a filtração de partículas em suspensão nas escorrências. O meio filtrante mais comum é a areia.

O conceito é semelhante ao de uma bacia de infiltração, mas com um fundo impermeável. Um conjunto de drenos permite a colecta da água infiltrada, procedendo à sua descarga a jusante do sistema.



**Figura 13 – Representação esquemática de um poço.**



**Figura 14 – Representação de uma vala de infiltração.**

De modo a aumentar a sua longevidade e eficácia, os filtros de areia são geralmente constituídos por duas etapas. Na primeira fase, decantam as partículas de maiores dimensões, sendo também removidos os poluentes associados a às mesmas. Os restantes poluentes são encaminhados para o meio filtrante onde, em função das suas características, se dá a retenção de parte destes poluentes.

Os sistemas de filtração têm reduzido o efeito sobre os hidrogramas afluentes e, por isso, são frequentemente usados em conjunto com outros tipos de práticas para atenuação dos caudais de ponta.

A biofiltração refere-se a práticas em que a vegetação é associada a um meio filtrante, de modo a capturar e tratar o escoamento através de filtração, infiltração, adsorção, troca iónica e absorção biológica dos poluentes.

Estes sistemas podem estar “on-line” ou “off-line”. Os sistemas “off-line” apresentam melhor eficiência uma vez que não estão sujeitos aos eventos com maior carga de sedimentos. A remoção de poluentes é obtida principalmente pela retenção dos poluentes no meio poroso através da sedimentação na parte superior do meio filtrante. As taxas de remoção de SST e metais pesados são altas e moderadas para a CBO<sub>5</sub>, nutrientes e coliformes fecais.

Os filtros de areia apresentam um reduzido risco de contaminação das águas subterrâneas e, são úteis em locais com pouco espaço disponível mas, por vezes, podem apresentar um impacto visual se não forem providos de uma cobertura vegetal. A ocorrência de odores

também é um problema frequentemente associado a alguns filtros de areia.

A maioria dos filtros de areia tem sido aplicada a áreas contributivas de 0,2 a 4 hectares, com um máximo de cerca de 20 hectares. A espessura mínima do leito de areia é de 0,45 m e um tempo de percolação entre 24 a 40 horas é normalmente previsto para que a remoção de poluentes seja eficaz. A carga hidráulica necessária para operar de forma eficaz os filtros de areia tem sido geralmente 0,6-1,2 m.

Os custos de construção de filtros de areia são aproximadamente 2 a 3 vezes maiores do que o de trincheiras de infiltração equivalente. Uma das razões para o aumento dos custos é a parte estrutural do filtro.

Uma manutenção frequente (normalmente trimestral) é necessária. Esta manutenção consiste na remoção de folhas, lixo, detritos e sedimentos à superfície do meio filtrante. Os custos de manutenção são estimados em 5% dos custos de construção por ano.

Várias modificações ao filtro tradicional superficial de areia, têm sido propostas em situações específicas, de modo a aumentar a retenção de poluentes tais como os filtros multi-compartimentados.

Os filtros multi-compartimentados são sistemas subterrâneos constituídos geralmente por três câmaras. A escorrência entra na primeira câmara onde é promovida a deposição de sedimentos e a libertação de alguns compostos voláteis. A segunda câmara permite a decantação de sedimentos de menores dimensões, a remoção dos compostos voláteis remanescentes e dos hidrocarbonetos flutuantes através da utilização de difusores de bolhas de ar. A câmara final de filtração, usa um meio filtrante de areia e turfa para a redução dos poluentes remanescentes. A parte superior do filtro é coberta por uma tela que distribui uniformemente o efluente e evita a ocorrência de curto-circuitos. Embora essa prática possa conseguir taxas de remoção de poluentes muito elevadas, apresenta grandes custos. Apenas se conhece a sua aplicação experimental.

Recentemente, vários meios filtrantes têm sido propostos de modo a aumentar a eficiência de retenção dos sistemas de filtração. Para além do aumento da eficiência, têm também viabilidade prática em AEE pois nestes encontram-se a turfa e os minerais naturais, como a caulinite.

A turfa é um material orgânico altamente complexo, composto principalmente por celulose, e ácidos húmicos e fúlvicos. A sua estrutura varia de acordo com o seu tamanho e porosidade. A condutividade hidráulica da turfa varia entre 0,025 cm/hora e 140 cm/hora.

Instalações com meio filtrante de areia e turfa tem sido testados desde o início dos anos 1970 (Galli, 1990), consistindo numa camada de turfa entre 10 a 30 centímetros em cima de uma camada de areia fina entre 75 a 90 centímetros. Apesar das boas eficiências registadas, o seu

desempenho ao longo do tempo não é totalmente conhecido.

É ainda conhecida a utilização de carvão activado granular (CAG) como meio filtrante, resultando em melhores eficiências de retenção mas, devido ao seu elevado custo, a sua aplicação foi sendo limitada. Foi ainda constatado que a regeneração do carbono utilizado apresentava maiores custos do que a compra de carbono novo. Assim, apesar de ser uma técnica alternativa viável, esta solução está muito limitada devido aos custos associados.

O Quadro 17 resume as conclusões de alguns casos de estudo com sistemas de filtração.

**Quadro 17 – Resultados de casos de estudo em sistemas de filtração.**

<b>Autor</b>	<b>Resultados</b>
Schueler <i>et al.</i> , 1991.	Eficiência de Remoção: 85% de sedimentos; 35% de N <sub>total</sub> ; 40% de P <sub>dissolvido</sub> ; 40% de coliformes fecais; [50; 70]% de metais pesados. Assumem especial importância em áreas com solos finos e áreas de elevada evapotranspiração.
Edwards e Benjamin (1989)	Meio filtrante de areia revestida com óxido de ferro superou a remoção de partículas e metais pesados, bem como azoto complexado e metais solúveis.
Ramísio e Vieira (2009)	Provou as grandes eficiências de um filtro reactivo com um meio filtrante de minerais naturais: areia e caulinite. As eficiências de remoção de Cu e Pb ainda foram > 90%

### **6.3.8 Considerações finais**

A remoção de óleos e areias é muitas vezes utilizada em conjunto com os métodos de controlo enunciados, de forma a remover partículas com maior densidade e os hidrocarbonetos (Schueler *et al.*, 1991). Estas unidades requerem operações de limpeza e manutenção frequentes, numa base trimestral, e os custos operacionais associados são elevados.

Silverman e Stenstrom (1989) reconhecem no entanto a ineficácia relativa na remoção de óleos e gorduras, pois demonstraram que 40% a 60% se encontravam no estado coloidal ou dissolvido. Assim, os separadores de óleos e gorduras clássicos, que estão preparados para reter as gorduras flutuantes, apresentam baixa eficiência de remoção no transporte urbano e drenagem da estrada.

É ainda de referir que muitos dos sistemas apresentados, quando usados individualmente, não satisfazem os critérios pretendidos, ou pela insuficiente longevidade ou pela incapacidade de cumprir os critérios de remoção pretendidos.

A utilização de diferentes dispositivos de controlo pode permitir um melhor desempenho global do sistema. Na verdade, uma combinação de medidas de controlo de escoamento é recomendada sempre que possível (Burch *et al.*, 1985a).

Na utilização combinada de diferentes sistemas deve ser tido em conta as seguintes restrições:

- Os dispositivos de infiltração devem ser protegidos de grandes cargas de sedimentos.
- As zonas húmidas não devem ser usadas em conjunto com as práticas de infiltração, pois aquelas podem descarregar grandes cargas de sedimentos e matéria em decomposição, podendo colmatar os dispositivos de infiltração.

Nos últimos anos tem-se verificado, a nível nacional, um aumento do interesse e preocupação por esta temática tendo recentemente sido identificados os sistemas de controlo de AEE em Portugal e avaliada a sua eficácia (Barbosa e Fernandes, 2008). No entanto, ainda existe pouca experiência na concepção e exploração destes sistemas, pelo menos quando comparada com a dos E.U.A, com mais de 30 anos de experiência no controlo de AEE.

Assim, os manuais de concepção e manutenção de entidades de referência, dos E.U.A e alguns países da Europa, que se encontram facilmente disponíveis, apresentando critérios de projecto (de sistemas simples e combinados), procedimentos de operação e manutenção e estimativa de custos de construção e exploração destas unidades, fornecem uma valiosa visão dos avanços técnicos e científicos neste domínio.

## **6.4 Operação e manutenção do sistema**

As diferentes operações de manutenção associadas aos sistemas de tratamento de águas de escorrência, podem apresentar particularidades e níveis de exigência de acordo com as diversas regiões do país e volume de tráfego das estradas.

É importante referir que os sistemas de tratamentos, são também afectados pelas operações de conservação realizadas a montante, destacando-se a desmatação e limpeza dos órgãos de drenagem e resíduos, que também têm em vista dois importantes objectivos: prevenção de incêndios e segurança rodoviária.

### **6.4.1 Desmatação**

A desmatação trata-se de uma operação que também vem por instrução dos Planos de Controlo de Qualidade das Infra-estruturas (PCQI), quando existem, e/ou pela legislação publicada pela Autoridade Florestal Nacional (ex-Direcção-Geral dos Recursos Florestais), articulada com a Autoridade Nacional para a Protecção Civil e as Autarquias Locais.

De acordo com a definição dos “Planos Municipais da Defesa da Floresta Contra Incêndios” (PMDFCI), as regiões integradas em zonas de risco médio, alto e muito alto, encontram-se obrigadas a serem desmatadas pelo menos 1 vez por ano, em conformidade com a legislação vigente e as especificações definidas nesses planos. Os PCQI determinam geralmente a altura máxima da vegetação nas bermas.

É importante referir que uma das questões que mais influencia o esforço a dedicar a esta operação, é a localização geográfica, devido à densidade vegetativa / arbórea de cada região e às condições climáticas para o desenvolvimento da vegetação.

Um dos objectivos da desmatção nas áreas envolventes à via e de ligação aos sistemas de tratamento, é garantir um fácil acesso a estas infra-estruturas. Uma vez que estes sistemas podem acumular também uma função de armazenamento em caso de derrame acidental, o acesso terá de estar permanentemente assegurado.

Outro dos objectivos da desmatção dos sistemas de tratamento, é a manutenção das suas condições de funcionamento, onde também deverá atender-se à eliminação de espécies invasoras, que pouco ou nada contribuindo para o tratamento deste tipo de águas de escorrência, levam à extinção da vegetação adequada ao equilíbrio dos sistemas, e comprometem o seu bom funcionamento.

Em regiões de sequeiro, apesar da menor presença vegetativa e arbórea, deverá ser sempre considerada a desmatção dos sistemas de tratamento 1 vez por ano (tendo também em vista a remoção do “combustível”), em meados de Abril - Junho, i.e., antes do início do período seco. Geralmente, para uma infra-estrutura numa região húmida e fértil, onde a vegetação se desenvolve com considerável facilidade, deverá equacionar-se a realização de pelo menos uma segunda campanha de desmatção em meados de Dezembro - Fevereiro, após o início da época húmida.

#### **6.4.2 Limpeza**

Os órgãos de drenagem ao longo das estradas e dos sistemas de tratamento, são locais de fácil depósito de areias, terras ou resíduos. O estado limpo e cuidado, minimiza a possibilidade de acumulação e arrastamento de sedimentos e resíduos ao longo dos órgãos de drenagem, assegura a desobstrução da rede e minimiza o transporte de detritos para os sistemas de tratamento. Esta medida, visa ainda a prevenção da sinistralidade rodoviária, em locais cuja envolvente poderá ser menos favorável ao escoamento das águas em épocas chuvosas.

As vias com maior volume de tráfego, são geralmente alvo da existência de maiores quantidades de resíduos. As vias cuja envolvente é menos rochosa e/ou vegetativa são mais propícias ao transporte e depósito de areias e terras nos órgãos de drenagem. Em última análise, estes resíduos e inertes são arrastados pelas chuvas para os sistemas de tratamento.

Quando a limpeza dos órgãos de drenagem e acessórios de uma via é um cuidado constante, estima-se que uma limpeza anual do sistema de tratamento seja suficiente. Esta operação visa a remoção de inertes e resíduos depositados nas câmaras de retenção, grelhas, filtros granulométricos, tubagens e caleiras. Deverá ser realizada entre as épocas de chuva,

determinando a experiencia que esta tarefa é excepcionalmente facilitada quando tem lugar após uma desmatagem.

### **6.4.3 Manutenção das instalações**

Além de uma limpeza cuidada dos órgãos de drenagem da via, deverá ser observada uma manutenção periódica das instalações dos sistemas de tratamento. É recomendada uma manutenção anual antes da época seca, com vista à conservação do seu bom estado e uma vistoria antes da época de chuvas.

A lubrificação de instalações mecânicas (volantes, válvulas, etc.) é fundamental. Idealmente, este trabalho de conservação deve ser feito antes da época seca e após a limpeza dos órgãos de drenagem. Uma vistoria na meia estação seguinte, visa assegurar a operacionalidade para a próxima época chuvosa.

No caso dos sistemas de tratamento se encontrarem vedados, deverá verificar-se o bom estado das vedações e dos seus acessos (portões e fechaduras). Esta operação garante o fácil acesso de pessoal autorizado, e, por questões de segurança, impede a entrada de estranhos.

### **6.4.4 Conservação dos sistemas**

As bacias, leitos filtrantes e outras tipologias de sistemas destinados ao tratamento das águas de escorrência, carecem de um acompanhamento que vise assegurar o funcionamento previsto em projecto. Os paramentos e fundo, geralmente revestidos com tela impermeabilizadora, recoberta por uma camada protectora, devem ser mantidos nas melhores condições, a fim de não comprometer o adequado tratamento das águas de escorrência.

Em regiões mais secas e quentes, estes sistemas tendem a ser muito fustigados devido à alternância entre as épocas chuvosas e as épocas secas. Nesses locais, a vegetação dos sistemas de tratamento, sofre longos períodos de seca, e por conseguinte, um acentuado risco de extinção.

Este fenómeno facilita, a médio prazo, a erosão e o escorregamento do recobrimento da tela impermeabilizadora nos paramentos, favorecendo a sua degradação. Salienta-se ainda o facto da diminuição das espécies vegetais plantadas no fundo e destinadas ao tratamento dos efluentes, prejudicar a eficiência do sistema.

Em sistemas de tratamento sujeitos a caudais elevados na entrada na bacia de retenção, a erosão é também um risco a considerar, pelo que se deverão vigiar mais atentamente os sistemas de tratamento susceptíveis de sofrerem este fenómeno.

Com efeito, deverá atender-se à contribuição que cada estação do ano poderá ter no empobrecimento das características dos sistemas de tratamento, vigiando as anomalias mais

susceptíveis de ocorrerem com vista à sua prevenção e remediação atempada, i.e., à reposição das condições previstas em projecto. As anomalias referidas são as seguintes:

- i. No Verão – a seca / extinção da vegetação destinada ao tratamento das águas e à fixação dos taludes;
- ii. No Outono – com as primeiras chuvas, existe a possibilidade de obstrução dos órgãos de drenagem ou acessórios, por acumulação de inertes e resíduos no tempo seco;
- iii. No Inverno – o escorregamento da camada de terra vegetal dos taludes das bacias, devido à erosão;
- iv. Na Primavera – o (re)surgimento de espécies invasoras.

## **6.5 Avaliação da eficácia do sistema**

A avaliação do funcionamento do sistema de tratamento deverá ser realizada tendo em conta aspectos de natureza qualitativa e quantitativa.

A avaliação qualitativa da eficiência das unidades de tratamento pode ser feita de várias maneiras. O método mais simples consiste em analisar amostras na medição das concentrações dos parâmetros de qualidade de água seleccionados, a montante e a jusante da unidade a analisar, durante um evento, avaliando as diferenças obtidas.

As reduções obtidas nas concentrações e na carga poluente permite estimar a eficiência, para cada poluente, no intervalo a que diz respeito o período de monitorização. Importa referir que os hidrogramas, as concentrações, e portanto as cargas, são variáveis ao longo do tempo. Logo a eficiência também o será. Diferentes eficiências podem ser encontradas para diferentes eventos. Chama-se a atenção do grande desfasamento dos hidrogramas de entrada e saída característicos de alguns sistemas de tratamento. A eficiência de um determinado evento poderá ter consequências em termos dos efeitos agudos de uma descarga mas, na maior parte dos casos, em que os sistemas de tratamento respondem de forma adequada, será mais importante o conhecimento da eficiência média anual, de modo a estimar os efeitos crónicos.

A avaliação de natureza quantitativa pode ser realizada pela comparação dos hidrogramas de entrada e de saída da unidade de tratamento. A informação obtida poderá não avaliar a eficiência do sistema em causa, assim como a aferição de critérios de dimensionamento para a tipologia da via, das condições de circulação e do regime de precipitação.

Um dos principais problemas associados com as escorrências é a grande variabilidade dos caudais afluentes, motivando por vezes o “by-pass” à unidade, a ausência de caudal e os efeitos destes acontecimentos na variação de volume no sistema de tratamento. O conhecimento dos caudais de saída permite não só avaliar o caudal descarregado mas ainda

estimar as alterações ao hidrograma afluente e a estimação do tempo de residência associado a cada evento e da carga total anual descarregada.

Uma vez que o objectivo final é a protecção da qualidade ambiental dos meios receptores, existem também métodos indirectos de avaliação da eficácia. Estes métodos baseiam-se na análise das condições ecológicas do meio receptor.

A análise de parâmetros de qualidade da água e parâmetros indicadores associados (pH, oxigénio dissolvido e potencial redox) podem dar uma indicação sobre a eficácia global do sistema. Por sua vez a avaliação dos níveis de contaminantes presentes nos sedimentos de águas receptoras ou a utilização de indicadores biológicos, tais como contagens de macro invertebrados, peixes e plantas aquáticas, e os inquéritos podem indicar a saúde global do sistema receptor, ao longo do tempo.

Um problema associado à avaliação da qualidade, com base no meio receptor é a dificuldade de isolar os impactes ou melhorias atribuíveis a uma determinada variável. Apesar destas deficiências, permitem a avaliação dos efeitos cumulativos num determinado local, como resultado da descarga de uma unidade de tratamento.

A monitorização qualitativa de um sistema de tratamento é um processo complexo e, portanto, uma explicação detalhada das boas práticas de monitorização não é aqui incluída<sup>5</sup>. É no entanto importante referir a importância da existência de protocolos para a colheita, análise e registo dos resultados, de forma a permitir a comparação de diferentes casos de estudo.

Com base na série de amostras discretas recolhidas, poderá ser elaborado um polutograma representativo da variação das concentrações com o tempo, ou com o caudal. Estas representações fornecem uma indicação importante da eficiência destas unidades. Os resultados das amostras podem ainda ser combinados matematicamente para determinar as concentrações médias por evento.

As medições de caudais de entrada e saída são também indicadores importantes na avaliação da eficiência. Estes valores são geralmente determinados através da medição de alturas de água em dispositivos hidráulicos com lei de vazão conhecida (descarregadores ou orifícios). Um *data-logger* é frequentemente utilizado para registar aquelas alturas e a profundidade da água na unidade, mas também para, caso seja necessário, activar o equipamento automatizado de amostragem para colectar amostras de acordo com um programa pré-determinado, reduzindo a custos humanos associados às actividades de monitorização.

---

<sup>5</sup> Algumas explicações relativas à monitorização das escorrências de estradas, constantes no Capítulo 5, aplicam-se a este tema.

Por vezes, especialmente em sistemas permeáveis próximos das águas subterrâneas, torna-se ainda útil a medição da contribuição das águas subterrâneas e de fluxo subsuperficial.

O equipamento adicional de monitorização meteorológica pode medir parâmetros como a temperatura do ar, precipitação, radiação solar, humidade, pressão atmosférica, velocidade e direcção do vento, podendo auxiliar na interpretação dos dados de desempenho destas unidades.

Alguns dos métodos mais comuns para a eficiência de remoção de poluentes são realizados com base nas concentrações médias de eventos (CME). Estes valores podem ser determinados directamente a partir das amostras realizadas. As estimativas de eficiência de remoção de poluentes em uso incluem o rácio de eficiência, o somatório de cargas e a regressão de cargas.

Esses métodos são definidos da seguinte forma (de Martin e Smoot, 1986 e relatados por Strecker, 1995):

- O rácio de eficiência (ER) é definido em termos das concentrações médias dos poluentes na entrada e na saída, durante um evento:
- O método do somatório das cargas baseia-se nas cargas poluentes removidas durante o evento:
- O método da regressão das cargas define a eficiência como a inclinação de uma recta, obtida por regressão linear simples das cargas de entrada e saída, no evento:

Os métodos anteriores são apenas algumas das formas disponíveis para a estimação da eficiência de remoção de poluentes.

A selecção do método pode ter um grande impacte sobre a eficiência de remoção obtida.

Como resultado, as eficiências de remoção de diferentes estudos nem sempre são comparáveis entre si. É necessário algum trabalho adicional de forma a padronizar o cálculo das eficiências destas unidades de tratamento de AEE.



## 7 | REFERÊNCIAS

---

- Antunes, P.A., Ramísio P.G. (2009) Road runoff characteristics on costal zones - Exploratory Data Analysis based on a pilot case study, 10th Urban Environment Symposium, 9 a 11 de Junho, Gotemburgo, Suécia, 10 pp.
- Atkinson, S. (1999) Water Impact Assessment, in Handbook of Environmental Impact Assessment, Volume I – Environmental Impact Assessment Process, Methods and Potential, editado por Petts J., Oxford, 1999, pp. 273-300.
- Barbosa, A.E. (1999) Highway Runoff Pollution and Design of Infiltration Ponds for Pollutant Retention in Semi-Arid Climates, The Environmental Engineering Laboratory Ph.D. Dissertation Series, Aalborg University, Denmark.
- Barbosa, A. E. (2002). Gestão Ambiental das Escorrências Pluviais de Estradas em Portugal - Presente e Futuro, 10º ENaSB e SILUBESA, 16-19 Setembro, Braga, APESB e APRH, 15 pp.
- 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. Antunes, P. B, (2004) Águas de Escorrência de Estradas. Sistemas para Minimização de Impactes, 2º Relatório, Relatório 128/04-NRE/DHA, Abril de 2004, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 66 pp..
- Barbosa, A. E., Escarameia, M. e Carvalho, C. R. (2004) Concepção de sistemas para a retenção de derrames acidentais de substâncias perigosas em estrada, 11º ENaSB, 12 a 15 de Outubro, Faro, Universidade do Algarve, APESB, 15 pp..
- Barbosa, A. E., Fernandes, J. e Henriques, M. J. (2006) Características poluentes duma estrada costeira e avaliação do sistema de tratamento das suas escorrências, 12º Encontro Nacional de Saneamento Básico (12º ENaSB), 24-27 de Outubro, Cascais, APESB, 15 pp..
- Barbosa, A.E: e Fernandes, J. (2008) Avaliação da Eficácia das Medidas de Minimização de Impactes Ambientais Implementadas em Portugal. Sistemas de Tratamento de Águas de Escorrência. Relatório Final Sectorial. Relatório 187/2008 – NRE, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Maio de 2008, 89 pp..

- Barbosa, A. E., Escarameia, M.; Fernandes, J. e Carvalho, C. (2009) Águas de Escorrência de Estradas. Sistemas para Minimização de Impactes. Relatório Síntese. Relatório 330/2009, Outubro de 2009, 29 pp.
- Barbosa, A. E., Fernandes, J. N. e Dodkins, I. (2010) Directrizes para a Gestão Integrada das Águas de Escorrência de Estradas em Portugal. Relatório das Actividades do LNEC em 2008 e 2009. Relatório 96/2010-NRE, Março de 2010, 60 pp.
- Barbosa, A. E., Leitão, T.E. e Brenčič, M. (2010) Identification and Protection of Water Bodies Sensitive to Pollution from Roads. Relatório 225/2010 – NAS-NRE, Junho de 2010, 68 pp.
- Bell, J.H. e Wanielista, M.P. (1979) Use of Overland Flow in Storm-Water Management on Interstate Highways, Fifty-Eighth Annual Meeting of the Transportation Research Board, Washington, DC., Transportation Research Record 736, pp. 13-21.
- Brandão, C., Rodrigues, R. e Costa, J. P. (2001) Análise de fenómenos extremos. Precipitações intensas em Portugal Continental. Direcção dos Serviços de Recursos Hídricos, Instituto da Água, 57 pp.
- Bruen M., Johnson P., Quinn M.K., Mesfin D., Higgins N., Bradley C., e Burns S. (2006). Impact assessment of highway drainage on surface water quality, EPA, 2000-MS-13-M2. Main Report, 272 pp.
- Burch, C.W., Johnson, F. e Maestri, B. (1985) Management Practices for Mitigation of Highway Runoff Pollution: Volume I, Guidelines, FHWA/RD-85-001, Versar Inc., Springfield, VA.
- Crabtree, B., Moy, F., Roe, A. e Whitehead, M. (2004) Long term monitoring of pollutants in highway runoff. In Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, M. Desbordes and B. Chocat (Eds), NOVATECH 2004, June Lyon
- Crabtree, B., Dempsey, P. Moy, F., Brown, C. e Song, M. (2008) Improved Determination of Pollutants in Highway Runoff – Phase 2. Final Report. Highways Agency Contract Reference 3/376. Report No. UC7697. August 2008, 74 pp.
- CCDR Algarve (2006) Impacte das Vias Rodoviárias do Algarve (IC1 e A2) na Qualidade da Água. 78, pp, Abril de 2006.
- Dorman, M.E., Hartigan, J., Johnson, F. e Maestri, B. (1988) Retention, Detention and Overland Flow for Pollutant Removal from Highway Stormwater Runoff: Interim Guidelines for Management Measures, FHWA/RD-87/056, Versar Inc., Springfield, VA.
- Driver N.E. 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) 44 pp

Edwards, M. e Benjamin, M.M. (1989) Adsorptive Filtration Using Coated Sand: A New Approach for Treatment of Metal-Bearing Wastes, *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 61, No. 9, pp. 1523-1533.

Ellis, B. and Mitchell, G. (2006) Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 20:19-26.

FHWA (1996) 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.

Sétra (2007) Guide technique. Pollution d'origine routière. Conception des ouvrages de traitement des eaux. Service d'Études techniques des routes et autoroutes, Août 2007, 83 pp.

Galli, J. (1990) Peat-Sand Filters: A Proposed Stormwater Management Practice for Urbanized Areas, Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.

Ging, P.B., L.J. Judd e K.H. Wynn (1997) Water-Quality Assessment of South-Central Texas: Occurrence and Distribution of Volatile Organic Compounds in Surface Water and Ground Water, 1993–1994, and Implications for Future Monitoring. Water-Resources Investigation Report 97-4028, U.S. Geological Survey.

Grant, D. M. and Dawson, B. D. (1995) Isco Open Channel Flow Measurement. Handbook, Fourth Edition, Isco, Inc. Lincoln, NE.

Haan, C.T. e Ward, A.D. (1978) Evaluation of Detention Basins for Controlling Urban Runoff and Sedimentation, Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, KY.

Harper, H.H Yousef, Y.A.e Wanielista, M.P. (1984) Efficiency of Roadside Swales in Removing Heavy Metals from Highway Associated Nonpoint Source Runoff, Options for Reaching Water Quality Goals, American Water Resources Association, pp. 129-137.

Harrington, B.W. (1989) Design and Construction of Infiltration Trenches, Proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Quality Control, ASCE, New York, NY, pp. 290-306. J.F. Sabourin and Associates, Inc., 1999. Research Project for the Update Investigation on the Performance Evaluation of Grass Swales and Perforated Pipe Drainage Systems. Ottawa, Ontario, Canada.

Hvitved-Jacobsen T. e Yousef Y.A. (1991) Highway runoff quality, environmental impacts and control. In Hamilton RS and Harrison RM, editors. Highway Pollution. Elsevier, pp. 165-208. Highway Pollution, Studies in Environmental Science 44, R. S., Elsevier.

ISCO (1996) Instruction manual - 6700 Portable samplers. Lincoln, Nebraska, 68501 USA.

Jackura, K.A. (1980) Infiltration Drainage of Highway Surface Water, FHWA/CA/TL- 80/04, California Department of Transportation, Sacramento, CA.

J.F. Sabourin and Associates, Inc. (1999) Research Project for the Update Investigation on the Performance Evaluation of Grass Swales and Perforated Pipe Drainage Systems. Ottawa, Ontario, Canada.

Kayhanian M., Singh A., Suverkropp C. e Borroum S. (2003) Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. *J Environ Eng* 129:11, 975-990

Kayhanian M., Suverkropp C., Ruby A. e Tsay K. (2007) Characterisation and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management* 85, 279-295.

Lange, G. (1990) The Design and Construction of Treatment Processes for Highway Runoff in the FRG, *The Science of the Total Environment*, Vol. 93, pp. 499-506.

Leitão, T. E., Barbosa, A. E., Henriques, M.J., Ikävalko, V. e Menezes, J. T. M. (2005) Avaliação e Gestão Ambiental das Águas de Escorrência de Estradas, Relatório Final. Relatório 109/05 – NAS, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Abril de 2005, 243 pp.. (Também publicado pelo INAG: Avaliação e gestão ambiental das águas de escorrência de estradas. Relatório Final. Teresa E. Leitão, Ana Estela Barbosa, Maria José Henriques, Veli-Matti Ikävalko e João Tiago Magalhães Menezes. Edição: INAG, 2006: Publicação ou CD.)

Lencastre, A. e Franco, F.M. (1984) Lições de Hidrologia. Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia, 451 pp.

Little, L.M., Horner, R.R. e Mar, B.W. (1982) Assessment of Pollutant Loadings and Concentrations in Highway Stormwater Runoff, WA-RD-39.12.1, Washington State Department of Transportation, Olympia, WA. Maestri, B. e Lord, B.N., 1987, Guide for Mitigation of Highway Stormwater Runoff Pollution, *The Science of the Total Environment*, Vol. 59, pp. 467-476.

Lucker, M. e Montague, K. (1994) Control of Pollution from Highway Drainage Discharges. Report 142, CIRIA, London

Maestri, B., and Lord, B.N. (1987) "Guide for Mitigation of Highway Stormwater Runoff Pollution," *The Science of the Total Environment*, Vol. 59, pp. 467-476.

Maltby, L., Forrow, D.M., Boxall, A., Calow, P. e Bretton, C. (1995) The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14, 1079-1092.

Maristnay, A.E. (1989) Effectiveness of Wet Detention and Retention Ponds for Improving Stormwater Quality, Proceedings of the 1989 National Conference on Hydraulic Engineering, ASCE, New York, NY, pp. 1047-1052.

Maryland Department of Natural Resources (MDNR) (1984) Maryland Green Building Program, Maryland Department of Natural Resources disponível em URL: [www.dnr.state.md.us/programs/greenbuilding/rainbarrel.html](http://www.dnr.state.md.us/programs/greenbuilding/rainbarrel.html) em Agosto de 2001.

Maryland Department of the Environment (MDE) (2000) Maryland Stormwater Design Manual: Volumes 1 and 2, Maryland Department of the Environment, Annapolis, Maryland.

Metropolitan Washington Council of Governments (MWCOG) (1983) Nationwide Urban Runoff Program: Pollutant Removal Capability of Urban Best Management Practices in the Washington Metropolitan Area, Final Report, Water Resources Planning Board, Washington, DC.

Mondril, N. C. (2002) Prevenção de Acidentes com Matérias Perigosas e Preparação para a Resposta em Situações de Emergência. Texto complementar ao módulo IV “Riscos Tecnológicos”, integrado no “Curso elementar de protecção civil”, organizado pelo SNPC em Silves, de 28 a 29 de Novembro de 2002, 13 pp.

Mondril, N. C. (2007) Relatórios de acidente no transporte de mercadorias perigosas elaborados pelos conselheiros de segurança em 2001-2006, Autoridade Nacional de Protecção Civil, 6 pp.

Mondril, Nuno C., (2009) Redução e controlo de riscos químicos graves e a protecção civil, no transporte e na Directiva “Seveso II”, 15 pp., in Actas do 3.º Encontro Nacional de Riscos, Segurança e Fiabilidade em “Riscos industriais e emergentes”, Edições Salamandra, Instituto Superior Técnico.

Morrow, W.S. (1999) Volatile Organic Compounds in Ground Water of the Lower Illinois River Basin. Water-Resources Investigation Report 99-4229, U.S. Geological Survey, Reston, VA. Pitt, R., S. Clark e K. Parmer. 1994, Potential Groundwater Contamination from Intentional and Nonintentional Stormwater Infiltration, EPA-600-SR-94-051. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

Moy F., Crabtree R. e Simms T. (2003) Long term Monitoring of Pollution from Highway Runoff. Environment Agency R&D Report No. P2-038. 2003.

Ramísio, P.J.; Vieira, J.M.P. (2009) Evaluation of Zn, Cu and Pb Sorption-desorption Phenomena in Kaolinite-Sand Media Filtration Pilot Scale installation In Rauch, S.; Morrison, G.M.; Monzón, Andrés (Eds.) – Alliance for Global Sustainability Bookseries, Science and Technology: Tools for Sustainable Development, Volume 17. Springer, 2010, XIII, 416 p., ISBN: 978-90-481-3042-9 Hardcover

Silverman, G.S., and Stenstrom, M.K.(1989) Source Control of Oil and Grease in an Urban Area, Proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Quality Control, ASCE, New York, NY, pp. 403-420.

Schueler, T. (1987) Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.

Schueler, T.R., Kumble, P.A. e Heraty, M.A. (1991) A Current Assessment of Urban Best Management Practices, Techniques for Reducing Non-Point Source Pollution in the Coastal Zone, Review Draft, Anacostia Restoration Team, Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.

SNPC (2003) Relatório de acidente no transporte de mercadorias perigosas, 2001-2002. Análise Preliminar. Departamento de Prevenção e Protecção das Populações, Divisão de Riscos Tecnológicos e de Regulamentação de Segurança, Março de 2003, 7 pp.

Stahre, P. e Urbonas, B. (1989) Swedish Approach to Infiltration and Percolation Design, Proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Quality Control, ASCE, NY, pp. 307-323.

Umeda, P.J. (1988) Use of Vegetation to Reduce the Toxicity of Stormwater Runoff,

Wang, T.S., Spyridakis, D.E., Mar, B.W. e Horner, R.R. (1980) Transport, Deposition, and Control of Heavy Metals in Highway Runoff, WA-RD-39.10, Washington State Department of Transportation, Olympia, WA.

Wanielista, M.P., Yousef, Y.A. e Boss, C. (1988) Alternatives for the Treatment of Groundwater Contaminants: A Detention Pond with Groundwater Inflow, FL-ER-40-88, Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL.

Watershed Management Institute (WMI) (1997) Operation, Maintenance, and Management of Stormwater Management, Watershed Management Institute, Ingleside, MD.

Yim, C.S. e Sternberg, Y.M. (1987) Development and Testing of Granular Filter Design Criteria for Stormwater Management Infiltration Structures (SWMIS), FHWA/MD-87/03, Federal Highway Administration, Washington, DC.

Yousef, Y.A., Wanielista, M.P. e Harper, H.H. (1985) "Removal of Highway Contaminants by Roadside Swales," Transportation Research Record, 1017, pp. 62-68.

Yousef, Y.A., Hvitved-Jacobsen, T., Wanielista, M.P. e Tolbert, R.D. (1986) Nutrient Transformation in Retention/Detention Ponds Receiving Highway Runoff, Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 58, No. 8, pp. 838-844.

## 8 | ANEXO – GAMAS DE CONCENTRAÇÕES EM ÁGUAS DE ESCORRÊNCIA DE ESTRADAS NACIONAIS

---

Este anexo contém resultados caracterizadores de intervalos de concentrações de poluentes em estradas nacionais; incluíram-se todos os dados que se tem conhecimento relativos a monitorizações automáticas, num mesmo local, que envolveram vários episódios de precipitação e várias recolhas de amostras ao longo de cada chuvada.

A única excepção a estas regras diz respeito ao estudo efectuado entre 2002 e 2004, no IC1, pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve. Este estudo amostrou as escorrências do IC1 em 6 locais, entre S. Bartolomeu de Messines e Tunes; algumas das amostras foram manuais embora a maior parte tenha sido angariada com equipamento automático. As gamas de valores que são aqui apresentadas correspondem ao conjunto dos locais e amostras (CCDR Algarve, 2006).

Assim, nos três quadros seguintes apresentam-se as gamas de concentrações obtidas em monitorizações nas seguintes estradas, sendo apresentada entre parêntesis a referência da publicação de onde se extraiu a informação:

- **IC1** (CCDR Algarve, 2006);
- **IP4** (Barbosa, 1999); **A1**, **A2** e **A6** (Leitão *et al.*, 2005); **IP2** e **IP5** (Barbosa e Antunes, 2004) e **IP6** (Barbosa *et al.*, 2006);
- **A22** e **A1** (Barbosa *et al.*, 2010); **A25** (Antunes e Ramísio, 2009); **A3** – Santo Tirso (Ramísio e Vieira, 2010) e **A3** – Ponte de Lima. Este último conjunto de estradas resultou do projecto G-Terra.

Consideram-se que os resultados das monitorizações expressam a realidade da data do estudo e do local estudado e constituem um indicador dos níveis de concentrações máximos e mínimos, tanto na estrada monitorizada como noutras semelhantes. É neste sentido que se pensa que este Anexo poderá ser útil, permitindo comparar resultados obtidos na previsão da qualidade ou ainda, apoiar a monitorização no sentido de permitir informar o laboratório analítico de níveis de concentrações expectáveis. Naturalmente, estradas monitorizadas há mais tempo denotam níveis de poluentes distintos (por exemplo: muito mais Pb).

Outra dinâmica observada é o alargamento do número de parâmetros monitorizado, que atingiu um conjunto mais alargado no projecto G-Terra.

Parâmetros	IC1
	TMDA= 6700 Monit. 2003/4
N.º total de amostras	180
N.º eventos de precipitação	11
pH	6,81 – 8,99
Conductividade (µS/cm)	53 – 1527
COT (mg/l)	12 – 414
Fe total (mg/l)	0,03 – 25,00
Fe dissolvido (mg/l)	0,03 – 0,80
Zn total (mg/l)	0,02 – 3,60
Zn dissolvido (mg/l)	0,02 – 0,33
Cu total (mg/l)	0,03 – 0,33
Cu dissolvido (mg/l)	0,03 – 0,12
Pb total (mg/l)	0,001 – 0,840
Pb dissolvido (mg/l)	0,0030 – 0,0310
Cr total (mg/l)	0,0010 – 0,0700
Cr dissolvido (mg/l)	0,0010 – 0,0280
Cd total (µg/l)	0,0010 – 0,028
Hidrocarb. emulsionados (mg/l)	0,82–15,00

Parâmetros	Estradas, Tráfego Médio Diário Anual (TMDA), data da monitorização e gamas de valores						
	IP4	A1	A2	IP 2 (Túnel)	A6	IP5 (actual A25)	IP6
	TMDA= 6000 Monit. 1996-98	TMDA = 30299 Monit. 2002	TMDA=15309 Monit. 2002/3	TMDA = 8611 Monit. 2003	TMDA = 2918 Monit. 2004	TMDA=13724** Monit. 2003/4	TMDA=6539 Monit. 2005/6
N.º total amostras *	73-127	5-93	36-86	8	23-80	25-40	6-47
N.º eventos de precipitação	10	6	5/6	Lavagem/ 2 fases	6	5	8
pH	5,9 - 7,2	6,3 - 7,4	6,5 - 7,5	7,1 - 8,4	6,6 - 7,7	7,0 - 7,8	4,4 - 7,5
Conductividade (µS/cm)	8,8 - 183,8	124 - 357	47 - 352	381 - 683	58 - 154	67,3 - 1790,0	132 - 722
Dureza Tot. (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	1,5 - 67,2	-	-	100 - 211	-	28,3 - 181,8	71,0 - 569,0
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	-	39,4 - 104,7	21,7 - 138,9	-	24 - 65	-	-
Cloretos (mg/l)	-	-	-	-	-	6,6 - 139,5	4,2 - 53,0
SST (mg/l)	< 8 - 147	10,0 - 872	1,1 - 13,3	89 - 2182	0,3 - 86,0	< 5,0 - 295,0	11,0 - 1800,0
CQO (mg/l)	-	-	-	-	-	< 0,3 - 170,0	4,0 - 690,0
CBO <sub>5</sub> (mg/l)	-	-	-	-	-	< 2 - 66	1,0 - 20,0
NO <sub>2-3</sub>	-	-	-	-	-	< 1,8 - 2,0	0,3 - 9,0
Zn (µg/l)	< 50 - 1462	62 - 736	31 - 343	370 - 2210	21 - 6410	< 83 - 409	6,7 - 510,0
Cu (µg/l)	< 1 - 54,3	27 - 76	< 5 - 45	82 - 340	< 5 - 21	< 5,0 - 72,2	3,0 - 137,0
Pb (µg/l)	< 1 - 199,5	2 - 58	< 5 - 9	20 - 92	< 5 - 9	< 2,0 - 18,0	1,0 - 58,0
Cd (µg/l)	< 0,1	< 0,5	< 0,5 - 2,4	3 - 6	< 0,5	< 0,192	< 3 - 7
Cr (µg/l)	< 0,1	-	-	-	-	< 2,0 - 12,0	< 10 - 60
Fe (µg/l)	-	86 - 3030	< 50 - 388	1710 - 11980	50 - 990	-	-
HAP (µg/l)	-	< 0,05 - 0,08	< 0,03	0,1 - 0,6	< 0,05	-	-
Óleos e gorduras (mg/l)	-	3,2 - 40	< 0,1 - 6,6	7,0 - 125,2	< 3 - 36,5	-	0,0 - 1,0

\* O número superior é o total de amostras recolhidas, com medição de condutividade e pH; o número inferior descreve o parâmetro que foi medido em número mais reduzido de amostras, geralmente HAP, CBO<sub>5</sub> e/ou óleos e gorduras, os quais se mostravam geralmente abaixo do limite de deteção.

\*\* Assumiu-se metade do valor do TMDA=27448, uma vez que a área pavimentada estudada abarca unicamente um dos sentidos.

Parâmetros	Estradas, Tráfego Médio Diário Anual (TMDA), data da monitorização e gamas de valores					
	A22	A1	A25	A3 Sto Tirso	A3 Pte Lima	
	TMDA= 19201 Monit. 2009	TMDA = 27746 Monit. 2009	TMDA=14675 Monit. 2008	TMDA = 42823 Monit. 2009	TMDA=7849 Monit. 2010	
N.º total amostras *	57-76	37-73	108-143	72 - 80	73-80	
N.º eventos de precipitação	9	11	20	10	10	
pH	7,2 - 8,3	5,8 - 7,2	-	5,9 - 7,12	6,5 - 7,4	
Conductividade (µS/cm)	85,0 - 355,0	58,0 - 288,0	58,6 - 970	44,1 - 148,0	33,0 - 209,0	
Dureza Tot. (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	50,0 - 158,0	19,0 - 255,0	3 - 208	9,0 - 58,0	10,0 - 87,0	
Cloretos (mg/l)	4,0 - 90,0	2,0-28,0	1,3 - 370,9	1,8 - 16,1	1,3 - 17,4	
SST (mg/l)	2,5 - 220,0	0,3 - 350,0	1,5 - 642,0	0 - 76,0	0 - 159,0	
CQO (mg/l)	6,3-226,0	14,4-330,0	3,3 - 375,0	0 - 70,5	4,0 - 256,0	
CBO <sub>5</sub> (mg/l)	-	1,4-27,5	nd - 90	0 - 7,51	0,3 - 25,0	
COT (mg/l)	6,0-38,0	6,4-72,0	-	0,862 - 16,647	0 - 59,0	
N-Kjeldahl	0,5-10,0	0,2-5,0	-	0 - 9,4	0 - 12,0	
Fe (mg/l)	0,280-6,627	0-7,192	-	0,0170 - 0,901	0,009 - 3,274	
Zn (µg/l)	44 - 464	0 - 834	-	0 - 660,0	0 - 1000,0	
Cu (µg/l)	9 - 46	0 - 51	-	0 - 82,3	0 - 45,0	
Pb (µg/l)	9 - 49	2 - 58	-	0 - 122,0	-	
Cd (µg/l)	nd	0,09-0,32	-	-	-	
Cr (µg/l)	9-57	0-49	-	0 - 9,2	0 - 9,0	
Óleos e gorduras (mg/l)	0,3-3,9	0 - 16,0	-	0,03 - 6,8	0 - 52,0	

nd=Não detectado

\* O número superior é o total de amostras recolhidas, com medição de condutividade e pH; o número inferior descreve o parâmetro que foi medido em número mais reduzido de amostras, geralmente HAP, CBO<sub>5</sub> e/ou óleos e gorduras, os quais se mostravam geralmente abaixo do limite de detecção.



