



**UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR**

**Engenharia**

**Avaliação da capacidade de tratamento de uma  
lagoa de retenção do acesso norte à  
autoestrada A23**

**Paulo Alexandre Ferreira Belizário**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia Civil**

(ciclo de estudos integrado)

Orientador: Prof. Doutor António João Carvalho de Albuquerque

Co-orientador: Prof. Doutor Jorge Humberto Gaspar Gonçalves

**Covilhã, Junho de 2014**



# Dedicatória

Aos meus pais. Obrigado por tudo.



# Agradecimentos

O autor agradece ao Professor António Albuquerque, orientador científico deste trabalho, por toda a sua disponibilidade, ajuda, boa disposição e confiança depositadas no decorrer deste estudo.

O autor agradece ao Professor Jorge Gonçalves, co-orientador deste trabalho, pelo apoio prestado e conhecimentos transmitidos no que diz respeito à modelação digital através do *software ArcGIS* da área de estudo.

À Universidade da Beira Interior, o autor agradece as condições que lhe foram facultadas e que possibilitaram a sua formação em Engenharia Civil, que culmina com a realização deste trabalho.

Á Sílvia, pela paciência demonstrada ao longo de todo este percurso, pela força e apoio transmitidos, e ainda pela aceitação de tempos de ausência.

Ao Mário Amaro e ao Pedro Cerdeira. Obrigado.



## Resumo

As águas de escorrência de estradas (AEE) contêm poluentes que são produzidos, quer na faixa de rodagem e seus acessórios, quer na área de solo envolvente, resultando uma carga poluente que não tem apenas origem na estrada e que pode causar impactos ambientais negativos no solo e água e nos seus respetivos usos.

No acesso Covilhã Norte à autoestrada A23 foram construídas 4 bacias de detenção para o tratamento de AEE provenientes da estrada e da zona envolvente, tendo uma das bacias sido alvo de uma extensa monitorização ao longo de 2006, para medição de caudal e caracterização do afluente ao longo de várias chuvadas. Foram validadas 8 chuvadas em 8 meses, com diferentes intensidades e durações de precipitação. Verificou-se que as áreas da bacia drenante, quer para o solo, quer para a faixa de rodagem, são muito superiores às definidas em projeto e às avaliadas num estudo efetuado em 2006 e ainda, que a capacidade da bacia estudada é de cerca de 1,6 vezes maior do que o valor previsto em projeto e cerca de 1,2 vezes superior ao valor que seria necessário. Os novos valores apurados neste estudo permitiram verificar que a bacia de detenção só tem capacidade para reter a totalidade da carga poluente gerada em eventos com intensidade inferior a 29,4 mm e duração até 6h. Para intensidades e durações superiores, a capacidade de tratamento será efetiva se o caudal médio afluente for inferior a 21,5 L/s.

As concentrações e cargas mássicas da generalidade dos poluentes apresentaram variação entre chuvadas, o que esteve associado ao diferente uso do solo, regime de precipitações, tempo seco entre chuvadas e características do tráfego. Em 4 das campanhas, com intensidade superior a 29,4 mm e durações entre 3h e 7h, observou-se a entrada da quase totalidade da carga poluente em menos de 50% do volume acumulado na lagoa e tempos de detenção inferiores ao mínimo desejável para haver uma adequada remoção de poluentes, tendo havido descarga de cargas poluentes no meio receptor.

As concentrações médias no evento e concentrações médias no local, calculadas com base nas cargas mássicas e volumes acumulados, permitiram observar que a matéria orgânica, matéria sólida e azoto terão tido origem essencialmente no solo, enquanto as cargas de metais pesados, óleos & gorduras e hidrocarbonetos terão vindo da estrada, sem, no entanto, ter sido visível uma relação significativa com as características do tráfego. O primeiro fluxo, para a generalidade das chuvadas, entrou até aos primeiros 30 min, embora tenha havido 2 chuvadas onde se prolongou para lá da 1h.

Este trabalho demonstra a importância da inclusão deste tipo de estudos em Planos de Monitorização Ambiental de estradas, não só para permitir uma boa caracterização dos

efluentes produzidos nas estradas e sua envolvente, como também para avaliar a eficiência das estruturas de tratamento e eventuais impactes ambientais decorrentes da descarga de efluentes em meios receptores.

## **Palavras-chave**

Águas de escorrência de estrada; Bacias de detenção; Cargas mássicas; Capacidade de tratamento; Estradas

# Abstract

The runoff from roads contains several pollutants, which are produced either on the roadway and its accessories, either in the area surrounding soil, resulting in pollutant loads that are not originate only from the road and can cause negative environmental impacts in soil and water and its uses.

In the north access of Covilhã to the A23 motorway A23 there were built 4 detention lagoons for the treatment of road runoff, having one of them being under an extensive monitoring throughout the year 2006, which have involved flow measurement and the characterization of several road runoff. 8 events were validated in 8 months, with different intensities and durations of rainfall.

It was found that the drainage areas to the lagoon, either for the soil or for the roadway, are much higher than the values setup in the road design as well as the ones found in a study carried out in 2006. The capacity of the detention lagoon is about 1.6 times greater than the value setup at the lagoon design and about 1.2 times higher than the required capacity. The new values calculated in this study shows that the detention lagoon only has the capacity for retaining the pollution load generated in events with intensity less than 29.4 mm and duration up to 6h. For higher intensities and durations, the treatment capacity is only effective if the average influent flow rate is less than 21.5 L/s.

The concentrations and mass loads for most of pollutants have showed variation between rainfall, which has been associated with different land use, rainfall patterns, dry weather time between rainfall and traffic characteristics. In 4 of the samplings, with more than 29.4 mm and durations between 3h and 7h, it was observed the incoming of almost all the pollutant load in less than 50% of the volume accumulated in the lagoon. The detention times were below the minimum desirable for a properly removal of pollutants, and, therefore, there were discharge of pollutants loads into receiving stream.

The average event concentrations and the average site concentrations, calculated based on the cumulative mass loads and volumes, allowed to observe that the organic matter, solids and nitrogen have been originated mainly in the soil, while the loads of heavy metals, oils & fats and hydrocarbons have been generated at the road. However, there was not a visible significant relationship between the loads and the traffic characteristics. The first pollutant flux, for most of the rains, came up in the first 30 minutes, although there have been 2 rainfalls which lasted beyond 1h.

This study demonstrates the importance of including such studies in Environmental Monitoring Plans for roads, not only for allowing a good characterization of the effluents produced on the roads and their surroundings, as well as to assess the effectiveness of treatment structures and to evaluate possible environmental impacts of effluent discharges into receiving streams.

## **Keywords**

Road runoff; Detention lagoons; Mass loads; Treatment capacity; Roads

# Índice

Capítulo 1	1
Introdução	1
1.1 Enquadramento e Justificação	1
1.2 Objetivos	3
1.3 Estrutura da Dissertação	3
Capítulo 2	5
Revisão Bibliográfica	5
2.1 Águas de escorrência de estradas	5
2.2 Origem dos poluentes	7
2.2.1 Tráfego rodoviário	8
2.2.2 Tipo de condução	9
2.2.3 Pneus e travões	10
2.2.4 Degradação de pavimentos	12
2.2.5 Uso de solo circundante e deposição atmosférica	13
2.3 Caraterísticas de poluentes com maior presença em águas de escorrência de estradas	14
2.3.1 Partículas sólidas e matéria orgânica	17
2.3.2 Metais pesados	18
2.3.3 Microrganismos patogénicos	18
2.4 Mecanismos de transporte de poluentes	19
Capítulo 3	23
Sistemas de controlo e tratamento de águas de escorrências de estradas	23
3.1 Tipos de sistemas	23
3.2 Descrição de sistemas de tratamento de AEE	28
3.2.1 Sistemas de infiltração	28
3.2.2 Sistemas de filtração	32
3.2.3 Sistemas de retenção, detenção ou armazenamento	34
Capítulo 4	39
Descrição da bacia de detenção do acesso Covilhã-Norte à A23 e do plano de monitorização	39
4.1 Localização e descrição da via e zona envolvente	39
4.2 Descrição do acesso Covilhã-Norte A23 e das bacias de detenção	43
4.3 Caraterísticas da bacia de detenção	44
4.4 Plano de monitorização	50
4.4.1 Levantamento de dados da área drenante à bacia 3	50

4.4.2 Monitorização de chuvadas	52
Capítulo 5	57
Avaliação do funcionamento hidráulico-sanitário da bacia de retenção do acesso Covilhã-Norte à A23	57
5.1 Área da bacia hidrográfica de drenagem	57
5.2 Avaliação do escoamento superficial e da capacidade da bacia 3	60
5.3 Avaliação do funcionamento hidráulico-sanitário da bacia de retenção 3	63
5.4 Avaliação da qualidade do efluente à saída da bacia de retenção 3	96
Capítulo 6	99
Conclusões e perspectivas de trabalho futuro	99
6.1 Conclusões	99
6.2 Perspetivas de trabalho futuro	100
Referências Bibliográficas	101
Anexos	107
Anexo I Caracterização geométrica da bacia	
Anexo II Resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 1 - Afluente à bacia	
Anexo III Medições de caudal obtidas para as 8 campanhas realizadas	
Anexo IV Cargas mássicas das 8 campanhas para cada período de amostragem	
Anexo V Resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 3 - Efluente à bacia, e no ponto 6 - Ribeira de Corges	
Anexo VI Registos de precipitação diária do posto udométrico da Covilhã	

# Lista de Figuras

Figura 2.1 - Variação da concentração de SST e do caudal num evento de precipitação (Gomes, 2008)	21
Figura 3.1 - Infraestruturas para a detenção e tratamento de AEE localizadas em estradas portuguesas (adaptado de Barbosa e Fernandes, 2008)	25
Figura 3.2 - Regiões pluviométricas de Portugal Continental e respetivos parâmetros a e b das curvas IDF (Matos e Silva, 1986)	28
Figura 3.3 - Diferença entre o comportamento de um pavimento poroso e de um tradicional (Matos, 2000)	30
Figura 3.4 - Representação esquemática de uma vala com vegetação (Azevedo, 2013)	33
Figura 3.5 - Exemplo de valas de drenagem para AEE com coberto vegetal (Taylor e Barrett, 2004)	34
Figura 4.1 - Zona de intervenção e exploração da A23 por parte da concessionária SCUTVIAS ( <a href="http://www.scutvias.pt/">http://www.scutvias.pt/</a> )	40
Figura 4.2 - Mapa hipsométrico relativo à área em estudo	41
Figura 4.3 - Rede Natura 2000 em Portugal continental ( <a href="http://www.icnf.pt/">http://www.icnf.pt/</a> )	41
Figura 4.4 - Extrato da carta de condicionantes da RAN para o local onde estão localizadas as bacias de detenção do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)	43
Figura 4.5 - Extrato da carta de condicionantes da REN para o local onde estão localizadas as bacias de detenção do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)	43
Figura 4.6 - Localização das 4 bacias de detenção de AEE do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)	44
Figura 4.7 - Bacia hidrográfica associada à bacia 3	46
Figura 4.8 - Representação esquemática da bacia de detenção 3, em planta e corte (Silva <i>et al.</i> , 2004)	46
Figura 4.9 - Tanque separador de óleos e gorduras da bacia 3	47
Figura 4.10 - Zona de decantação da bacia 3	48

Figura 4.11 - Poço de saída da bacia 3	49
Figura 4.12 - Descarregador de segurança da bacia 3	50
Figura 4.13 - Áreas drenantes para as bacias 3 e 4 consideradas em 2006 (Albuquerque, 2006)	51
Figura 4.14 - Pontos de amostragem para a campanha de monitorização da bacia 3 (Albuquerque, 2006)	53
Figura 4.15 - Medidor de nível ultrassónico <i>HydroRanger Plus</i>	54
Figura 4.16 - Descarregador do tipo <i>Bazin</i> instalado na valeta de ligação à bacia 3 (Albuquerque, 2006)	54
Figura 4.17 - Amostrador Sigma 9000 instalado à entrada da bacia	55
Figura 4.18 - Ilustração das amostras colhidas numa das campanhas de 2006	56
Figura 5.1 - Áreas drenantes para a bacia 3	57
Figura 5.2 - Vista do sistema de interceção junto ao ponto 1 (Albuquerque, 2006)	59
Figura 5.3 - Dimensões reais da bacia 3	61
Figura 5.4 - Variação do caudal ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	63
Figura 5.5 - Variação do volume acumulado que entrou na bacia 3 em cada chuvada	65
Figura 5.6 - Variação do valor do pH ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	66
Figura 5.7 - Variação do valor da temperatura ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	67
Figura 5.8 - Variação do valor da condutividade ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	67
Figura 5.9 - Variação do valor de OD ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	68
Figura 5.10 - Variação da concentração SST ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	68
Figura 5.11 - Variação da concentração CQO ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	69
Figura 5.12 - Variação da concentração de N-NH <sub>4</sub> ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	69
Figura 5.13 - Variação da concentração de N-NO <sub>3</sub> ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	70
Figura 5.14 - Variação da concentração de Cr ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	70

Figura 5.15 - Variação da concentração de Cu ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	71
Figura 5.16 - Variação da concentração de Zn ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	71
Figura 5.17 - Variação da concentração de O&G ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	72
Figura 5.18 - Variação da concentração de HAP ao longo da chuvada, nas 8 campanhas	72
Figura 5.19 - Variação da carga mássica de SST ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	78
Figura 5.20 - Variação da carga mássica de CQO ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	78
Figura 5.21 - Variação da carga mássica de N-NH <sub>4</sub> ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	79
Figura 5.22 - Variação da carga mássica de N-NO <sub>3</sub> ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	79
Figura 5.23 - Variação da carga mássica de Cr ao longo do período de amostragem nas 8 campanhas	80
Figura 5.24 - Variação da carga mássica de Cu ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	80
Figura 5.25 - Variação da carga mássica de Zn ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	81
Figura 5.26 - Variação da carga mássica de O&G ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	81
Figura 5.27 - Variação da carga mássica de HAP ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas	82
Figura 5.28 - Relações lineares entre as cargas mássicas de SST e O&G, SST e HAP, CQO e O&G, Cu e O&G, O&G e HAP, O&G e HAP.	83
Figura 5.29 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluente à bacia - campanha de janeiro	89
Figura 5.30 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluente à bacia - campanha de fevereiro	89
Figura 5.31 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a	90

percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de março	
Figura 5.32 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de abril	90
Figura 5.33 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de maio	91
Figura 5.34 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de setembro	91
Figura 5.35 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de outubro	92
Figura 5.36 - Relação entre a percentagem de volume acumulado de AEE e a percentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de novembro	92

# Lista de Tabelas

Tabela 2.1 - Concentrações típica de alguns poluentes em AEE (Barbosa, 1999; Hvitved-Jacobsen, 2003;_Barbosa, 2007)	6
Tabela 2.2 - Principais origens e poluentes encontrados em águas de escorrência de estradas (Sansalone e Buchberger, 1997)	7
Tabela 2.3 - Composição química média de um pneu (Andrietta, 2002)	11
Tabela 2.4 - Comparação dos materiais contidos em pneus (Andrietta, 2002)	11
Tabela 2.5 - Desgaste específico de pneus e poluentes associados (Muschack, 1990; POLMIT, 2002)	11
Tabela 2.6 - Desgaste específico de diferentes pavimentos em diferentes estradas (Muschack, 1990)	13
Tabela 2.7 - Características qualitativas de AEE em rodovias (Leitão et al., 2000)	16
Tabela 2.8 - CME e cargas poluentes para os poluentes rodoviários significativos em Inglaterra (Crabtree et al., 2004)	22
Tabela 2.9 - CML para alguns poluentes em estradas nacionais (Barbosa, 2011)	22
Tabela 3.1 - Resumo de resultados da avaliação de sistemas de tratamento de AEE (adaptada de Barbosa e Fernandes, 2008)	26
Tabela 3.2 - Resultados de casos de estudo em sistemas de infiltração (Barbosa, 2011)	29
Tabela 3.3 - Resultados de casos de estudo com valas vegetadas (adaptado de Barbosa, 2011)	35
Tabela 3.4 - Resultados de casos de estudo com bacias de retenção (adaptado de Barbosa, 2011)	36
Tabela 3.5 - Resultados de casos de estudo com bacias de detenção (Barbosa, 2011)	37
Tabela 4.1 - Síntese dos valores totais das áreas drenantes para as bacias 3 e 4 consideradas em 2006 (Albuquerque, 2006)	51
Tabela 5.1 - Áreas de drenagem superficial para a bacia 3	58

Tabela 5.2 - Áreas drenantes efetivas após aplicação dos coeficientes de escoamento	60
Tabela 5.3 - Concentrações médias afluentes à bacia 3, para tempos de amostragem idênticos e comuns às 8 campanhas	76
Tabela 5.4 - Concentrações médias, mínimas e máximas afluentes à bacia 3, para todos tempos de amostragem até 3 horas e 10 minutos referentes às 8 campanhas	76
Tabela 5.5 - Correlação linear entre os poluentes analisados para a totalidade dos valores de carga mássica das 8 campanhas de amostragens	83
Tabela 5.6 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 16 de janeiro	85
Tabela 5.7 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 19 de fevereiro	85
Tabela 5.8 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 24 de março	85
Tabela 5.9 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 22 de abril	86
Tabela 5.10 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 4 de maio	86
Tabela 5.11 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 23 de setembro	86
Tabela 5.12 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 25 de outubro	87
Tabela 5.13 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 16 de novembro	87
Tabela 5.14 - CML para os parâmetros analisados	88
Tabela 5.15 - Comparação de resultados de CML, com a gama de valores de outras estradas nacionais (Barbosa, 2011; Azevedo, 2013)	94
Tabela 5.16 - Intervalo de resultados obtidos para o efluente da bacia 3, nas 8 campanhas	97

# Lista de Acrónimos

## Abreviaturas

AE	Auto-Estrada
AEE	Águas de Escorrência de Estradas
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
APHA	American Public Health Association
CA	Comissão de Avaliação
CITEVE	Centro Tecnológico das Industrias Têxtil e de Vestuário de Portugal
CME	Concentração Média do Evento
CML	Concentração Média do Local
DECA	Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura
DIA	Declaração de Impacte Ambiental
DIA	Declaração de Impacto Ambiental
DL	Decreto de Lei
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
EUA	Estados Unidos da América
IC	Itinerário Complementar
ICERR	Instituto para a Conservação e Exploração da Rede Rodoviária
IDF	Intensidade Duração Frequência
INAg	Instituto Nacional da Água
IP	Itinerário Principal
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
ND	Não determinado
PEAD	Polietileno de alta densidade
PMA	Plano de Monitorização Ambiental
PNUEA	Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água
RAN	Reserva Agrícola Nacional
REN	Reserva Ecológica Nacional
SNIRH	Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos
TMD	Tráfego Médio Diário
TMDA	Tráfego Médio Diário Anual
UBI	Universidade da Beira Interior
VLE	Valor Limite de Emissão
VMA	Valor Máximo Admissível

VME	Valor Máximo de Emissão
TDH	Tempo de detenção hidráulico
TDR	Tempo de retenção

## Símbolos

$\Delta t_{(n,n+1)}$	- Intervalo de tempo entre as amostragens nos períodos $n$ e $(n+1)$	T
$CM_{i(n+1)}$	- Carga mássica do parâmetro $i$ no intervalo de tempo $\Delta t_{(n,n+1)}$	M/T
$C_{i(n)}$	- Concentração do parâmetro $i$ no período de amostragem $n$	M/L <sup>3</sup>
$C_{i(n+1)}$	- Concentração do parâmetro $i$ no período de amostragem $(n+1)$	M/L <sup>3</sup>
$Q_{(n+1)}$	- Caudal no período de amostragem $(n+1)$	L <sup>3</sup> /T
$Q_n$	- Caudal no período de amostragem $(n)$	L <sup>3</sup> /T
$a$	- Parâmetro das curvas IDF para uma determinada região pluviométrica	---
$b$	- Largura do descarregador	L
$b$	- Parâmetro das curvas IDF para uma determinada região pluviométrica	---
$C$	- Coeficiente de vazão	---
$CBO_5$	- Carência Bioquímica de Oxigénio (a cinco dias)	M/L <sup>3</sup>
$Cd$	- Cádmió	M/L <sup>3</sup>
$CO$	- Monóxido de Carbono	M/L <sup>3</sup>
$CO_2$	- Dióxido de Carbono	M/L <sup>3</sup>
$CQO$	- Carência Química de Oxigénio	M/L <sup>3</sup>
$Cr$	- Crómio	M/L <sup>3</sup>
$Cu$	- Cobre	M/L <sup>3</sup>
$D$	- Período de Retorno	T
$Fe$	- Ferro	M/L <sup>3</sup>
$g$	- aceleração da gravidade	L <sup>2</sup> /T
$H$	- altura de água do descarregador	L
$HC$	- Hidrocarbonetos	M/L <sup>3</sup>
$HAP$	- Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos	M/L <sup>3</sup>

HT - Hidrocarbonetos Totais	M/L <sup>3</sup>
I - Intensidade de precipitação	L
N - Azoto	M/L <sup>3</sup>
Ni - Níquel	M/L <sup>3</sup>
N-NH <sub>4</sub> - Azoto Amoniacal	M/L <sup>3</sup>
N-NO <sub>3</sub> - Azoto Nítrico	M/L <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub> - Óxido de Nitrogénio	M/L <sup>3</sup>
O&G - Óleos e Gorduras	M/L <sup>3</sup>
OD - Oxigénio Dissolvido	M/L <sup>3</sup>
P - Fósforo	M/L <sup>3</sup>
Pb - Chumbo	M/L <sup>3</sup>
Q - Caudal afluente à bacia	L <sup>3</sup> /T
R <sup>2</sup> - Coeficiente de determinação	---
SST - Sólidos Suspensos Totais	M/L <sup>3</sup>
t - duração do evento de precipitação	T
V <sub>(acumulado)</sub> - Escoamento de água acumulado na bacia ao longo do período de amostragem de cada campanha	L <sup>3</sup>
V <sub>médio (acumulado)</sub> - Escoamento médio de água acumulado na bacia ao longo do período de amostragem de cada campanha	L <sup>3</sup>
Zn - Zinco	M/L <sup>3</sup>



# Capítulo 1

## Introdução

### 1.1 Enquadramento e Justificação

As *águas de escorrência de estradas* (AEE) são consideradas uma fonte difusa de poluição, dado o seu carácter de formação descontínuo, durante as chuvadas, que pode provocar impactes ambientais significativos em águas superficiais, águas subterrâneas e no solo, a longas distancias. As suas características são variáveis e dependem de fatores como o tipo de estrada, tráfego médio diário (TMD), tipo de veículos e condições de circulação, uso do solo envolvente, tipo de coberto vegetal, intensidade e duração da precipitação, período seco sem precipitação, tipo de sistema de drenagem e velocidade e direção do vento. Vários estudos identificaram o carácter poluente crónico destes efluentes que pode causar impactes negativos no estado químico e/ou ecológico de massas de água (Ellis e Mitchell, 2006; Bruen *et al*, 2006; Kayhanian *et al.*, 2005; Barbosa, 2007).

Trata-se de um tipo de efluente que entram nas estratégias internacionais para o controlo da poluição hídrica e a gestão integrada dos recursos hídricos (MAOT, 2000; Diamantino, 2002; Prodanoff, 2005; Barbosa, 2011; Jones, 2012; Wium-Andersen, 2012), nomeadamente para o cumprimento de diplomas como a Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro (Directiva Quadro da Água), Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro (Lei da Água), Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto (Normas, critérios e objetivos de qualidade da água para diferentes usos), Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março (Protecção das águas superficiais (interiores, de transição e costeiras) e das águas subterrâneas da União Europeia) e Decreto-Lei n.º194/2000 (Prevenção e Controlo Integrado da Poluição). O Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA) (MAOT, 2000; APA, 2012), que foi aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros N.º 113/2005 de 30 de Junho, e que será implementado no período 2012-2020, define a gestão integrada de recursos hídricos como a melhor forma de prevenir impactes ambientais nos meios hídricos e preservar a qualidade da água para diversos usos, podendo incluir-se também a opção de reutilização da água.

As AEE podem ser intercetadas através de sistemas de drenagem de estradas e encaminhadas para locais de armazenamento e/ou tratamento, onde a sua carga poluente pode ser removida e monitorizada. Existem várias tecnologias disponíveis para o controlo da poluição produzido por AEE, como bacias de detenção e armazenamento, bacias de infiltração, leitos

filtrantes, poços de infiltração e sistemas com vegetação, que foram descritos e utilizados em vários estudos com AEE (Schueler, 1992; Barbosa, 1999; Barret, 2003; Deletic e Fletcher, 2006; Albuquerque, 2006; Matias, 2006; Healy *et al.*, 2008; Monteiro, 2010; Barbosa, 2011; Maçarico e Baguinho, 2013).

No entanto, a maioria dos estudos apenas analisa as concentrações de poluentes em amostras discretas recolhidas em valas e caixas de drenagem ou à entrada de sistemas de tratamento, que são relacionadas com o TMD. Estas análises, muitas vezes, não vêm acompanhadas do registo de precipitação ou da medição de caudal, levando à interpretação errada dos acontecimentos. As concentrações de poluentes são indicativas do carácter poluente das AEE, mas não refletem a sua variação mássica ao longo da chuvada. Há poluentes que não tem relação com a circulação automóvel e, portanto, não faz sentido relacioná-los com o TMD. A zona envolvente da via, em especial a que contribui para o escoamento superficial na via, também tem influência nas características qualitativas destes efluentes.

Para uma análise mais detalhada do fluxo de poluentes recolhidos nas estradas e bacia de drenagem envolvente (solo e taludes) é aconselhável uma monitorização anual de várias chuvadas, com medição de caudal e recolha de amostras em vários pontos do sistema de drenagem e armazenamento ou tratamento e para vários intervalos de tempo ao longo da chuvada, como referido por Barbosa (2007) e Figueiredo (2011) e discutido por Azevedo (2013).

Em 2006, o Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura (DECA) da Universidade da Beira Interior estabeleceu um plano de monitorização das 4 bacias de detenção e tratamento do acesso Norte à autoestrada A23, no seguimento de um Plano de Monitorização Ambiental da A23 iniciado em 2004 e que ainda se realiza. Esta monitorização surgiu depois de terem sido detetados valores elevados de alguns poluentes em algumas origens de água próximas daquelas bacias, referidos nos relatórios de Albuquerque e Carvalho (2005) e Albuquerque (2009). A monitorização iniciou-se em janeiro de 2006 e prolongou-se até fevereiro de 2007, tendo sido tentadas dezenas de monitorização com centenas de amostragem. Contudo, só e 8 campanhas (uma por mês) se conseguiu a medição de caudal à entrada de uma das bacias e a recolha de amostras ao longo de entre 4h e 7h de chuvadas. Foi um trabalho árduo que envolveu vários recursos técnicos e que deu origem a uma primeira Dissertação de Mestrado em 2006, com apenas 3 campanhas que foram validadas na altura, e que, na altura, detetou também problemas de funcionamento nas lagoas de armazenamento e tratamento.

A maioria dos resultados destas 8 campanhas, incluindo medições de caudal, dados de qualidade recolhidos nos sistemas de drenagem, na bacia de armazenamento e tratamento e no meio receptor (ribeira de Corges, um afluente do rio Zêzere), bem como dados de precipitação de uma estação udométrica local, só foram agregados em 2011. Tendo em atenção o seu valor em termos da informação que pode fornecer sobre a variação das

características de AEE e da eficiência de uma das bacias de detenção e tratamento, entendeu-se que seria útil a sua utilização para a elaboração desta Dissertação de Mestrado. Durante o período de monitorização, levantaram-se dúvidas sobre a real dimensão das áreas de drenagem de solo, taludes e via, que contribuem para o escoamento que chega à bacia de armazenamento e tratamento, bem como dos critérios utilizados no seu projeto e a sua capacidade de tratamento. Estas dúvidas foram agora exploradas, para se encontrarem dados para serem confrontados com as conclusões retiradas por Albuquerque (2006), Albuquerque *et al.* (2006) e Barbosa *et al.* (2009), com os métodos de estimativa de escoamento definidos por Brandão *et al.* (2001) e adotados por Silva *et al.* (2004) no dimensionamento das bacias de detenção e armazenamento da A23.

## 1.2 Objetivos

O objetivo deste trabalho consistiu na recolha, tratamento e interpretação de dados de um estudo de monitorização de uma das lagoas de detenção e armazenamento da A23, que foi realizado em 2006, para avaliar as características das AEE, o padrão de entrada de poluentes e caudal ao longo de 8 chuvadas de duração variável, e a viabilidade da capacidade da lagoa para a deteção das chuvadas e a remoção de poluentes.

Os objetivos específicos do estudo compreenderam os seguintes aspetos:

- 1) Avaliação da carga de matéria orgânica, matéria sólida, nutrientes e metais pesados afluentes à lagoa ao longo de chuvadas ocorridas ao longo de 1 ano.
- 2) Avaliação da capacidade de detenção e tratamento da lagoa instalada junto ao viaduto da ribeira de Corges, após medição das áreas drenantes reais e estimativa do caudal escoado, em relação, quer aos valores de projeto, quer às dimensões reais da lagoa.

## 1.3 Estrutura da Dissertação

A dissertação engloba 7 capítulos e 6 anexos.

No Capítulo 1 apresenta-se o enquadramento e justificação do tema, de acordo com a problemática das AEE e os impactes ambientais que podem decorrer da sua descarga no ambiente e com a disponibilidade de grande quantidade de dados sobre uma monitorização ambiental efetuada em 2006, que não foi interpretada nem publicada anteriormente, os objetivos gerais e específicos da dissertação e a sua estrutura.

O Capítulo 2 faz uma breve revisão bibliográfica do tema, na qual se incluiu a caracterização das AEE, incluindo os fatores que a influenciam a sua quantidade e qualidade, a variação dos

parâmetros qualitativos, a forma como os poluentes podem ser transportados através de vários mecanismos e o modo com os dados de monitorização podem ser interpretados.

O Capítulo 3 apresenta uma descrição dos principais sistemas de recolha, drenagem, armazenamento e tratamento de AEE.

No Capítulo 4 apresenta-se a caracterização da zona, da estrada, e dos sistemas de drenagem e armazenamento e tratamento bem como dos meios utilizados campanha de monitorização efetuada em 2006.

O Capítulo 5 apresenta os resultados obtidos e sua discussão de acordo com o tema.

No Capítulo 6 são apresentadas as principais conclusões do estudo desenvolvido e possível trabalho futuro que possa ser desenvolvido.

O Capítulo 7 lista as referências bibliográficas mencionadas ao longo de todo o trabalho.

No Anexo I, apresenta-se a caracterização geométrica da bacia, nomeadamente, uma vista em planta, uma vista em corte transversal e uma vista em corte longitudinal.

No Anexo II, apresentam-se os resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 1 - Afluente à bacia.

No Anexo III, apresentam-se as medições de caudal obtidas para as 8 campanhas realizadas.

No Anexo IV, apresentam-se os resultados obtidos para as cargas mássicas das 8 campanhas para cada período de amostragem.

No Anexo V, apresentam-se os resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 3 - efluente à bacia, e no ponto 6 - ribeira de Corges.

No anexo VI, apresentam-se os registos de precipitação diária do posto udométrico da Covilhã.

# Capítulo 2

## Revisão Bibliográfica

### 2.1 Águas de escorrência de estradas

Durante a vida útil de uma estrada são produzidos compostos passíveis de contaminar o ambiente, originados pelos materiais constituintes da via, área envolvente e a circulação rodoviária. O tipo e concentração de poluentes dependem de fatores técnicos que se relacionam com o *design* e a engenharia do veículo (tipo, tamanho e combustível utilizado, p.e.) e com fatores operacionais que se devem à forma como é utilizado. Os compostos emitidos provêm da utilização do combustível (libertação de subprodutos da combustão), desgaste dos componentes do veículo e componentes da via, degradação da superfície da estrada, fugas de lubrificantes através de sistemas hidráulicos, aplicação de químicos em operações de manutenção ou reparação da via e ainda na zona envolvente, ou ainda provenientes de acidentes envolvendo o transporte de substâncias tóxicas ou perigosas.

Estes compostos podem dissolver-se nas águas da chuva e originar *águas de escorrência de estradas* (AEE) que podem transportar cargas poluentes que podem provocar impactes ambientais significativos no ambiente (em especial no solo e em cursos de água), em especial quando são descarregadas sistematicamente em cada chuvada. A quantidade e qualidade destes efluentes depende das características das chuvadas e da quantidade de poluentes que fica acumulada na via e na envolvente (solo, taludes e valas). Os possíveis impactes ambientais que as águas provenientes das estradas podem provocar no ambiente, sugerem a análise das características qualitativas e quantitativas das escorrências, bem como das características dos meios receptores (Leitão *et al.*, 2006).

O carácter poluente das AEE está associado à presença, em quantidades significativas, de poluentes como os metais pesados, matéria orgânica, matéria sólida em suspensão, óleos e gorduras, hidrocarbonetos e compostos emergentes (p.e. pesticidas e produtos de limpeza utilizados na manutenção da via), que podem pôr em causa o uso do solo e das águas superficiais e subterrâneas, nomeadamente se as concentrações de poluentes excedem os valores limite de emissão (VLE) para descarga em meios hídricos definidos no Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto (Normas, critérios e objetivos de qualidade da água para diferentes usos).

A concentração de poluentes das AEE varia em função da área de pavimentos, tipologia da estrada, intensidade do tráfego na via, tipo e idade, velocidade e intensidade dos veículos, escoamento superficial produzido em cada evento de precipitação, intervalo de tempo entre o tempo seco e as chuvadas e ainda das características das áreas drenantes. Bank e Jongedyk

(1999) referem que este tipo de poluição tem um caracter difuso e intermitente, necessitando de grande interdisciplinaridade para o entendimento dos fenómenos envolvidos, nomeadamente das áreas científicas da hidráulica, hidrologia, engenharia de tráfego, engenharia sanitária, vias de comunicação, impactes ambientais e química.

Dadas as variáveis que contribuem para a variação da qualidade das AEE, não existe um padrão-tipo que defina as suas características mais comuns, no entanto, de acordo com estudos de monitorizações anteriormente realizadas em Portugal e no estrangeiro (Barbosa, 1999; Hvitved-Jacobsen, 2003; Barbosa, 2007), foi possível juntar intervalos de concentrações de poluentes destes efluentes, nomeadamente para a matéria orgânica (CQO), matéria em suspensão (SST), nutrientes (NT e PT) e metais pesados (Cd, Pb e Zn), que se apresentam na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Concentrações típica de alguns poluentes em AEE (Barbosa, 1999; Hvitved-Jacobsen, 2003; Barbosa, 2007)

Parâmetro	Concentração (mg/L)
CQO	25 - 60
SST	30 - 60
NT	1 - 2
PT	0,2 - 0,5
Cd	0,005 - 0,025
Pb	0,05 - 0,125
Zn	0,125 - 0,4

As características das AEE são também influenciadas carga poluente acumulada no pavimento, o intervalo de tempo entre chuvadas (quanto maior for, mais poluentes se acumulam), e a intensidade da precipitação que irá lavar o pavimento e transportar os poluentes para o meio receptor (Leitão *et al.* 2005).

Além da tipologia e concentração de poluentes e das características das chuvadas e da bacia de drenagem envolvente, a sensibilidade dos meios recetores também influencia e determina a magnitude dos impactes ambientais. A vulnerabilidade do meio receptor pode facilitar a ocorrência de impactes ambientais. Por exemplo, a permeabilidade e a fracturação do solo pode facilitar a migração de poluentes que podem alcançar as águas superficiais e subterrâneas e alterar as suas potências utilizações. Por outro lado, a presença de alguma argila e uma zona vadosa elevada, pode retardar a percolação de poluentes (Costa, 1999).

## 2.2 Origem dos poluentes

Os poluentes presentes nas AEE têm origem natural e antropogénica (atividades humanas), podendo classificar-se em 4 tipos: fontes de *poluição fixa*, quando provem de ações continuadas de poluição; fontes de *poluição difusa*, quando a origem e intensidade são difíceis de localizar; fontes de *poluição accidental*, que surgem devido a ocorrências de frequência baixa e irregular; fontes de *poluição sistemática*, quando as fontes poluidoras ocorrem de forma recorrente na natureza, em certas épocas do ano, em determinados locais, isto é, com certa frequência e regularidade e perante condições climáticas específicas.

A quantificação das cargas poluentes que contribuem para as características das AEE é difícil de efetuar, uma vez que agrega contribuições da via e da zona envolvente, podendo esta última ter origem agrícola, industrial e de outras ocupações do solo. As contribuições da via podem ter características diferentes, até para a mesma via em períodos diferentes, porque depende do estado dos materiais que a constituem e dos veículos que circulam (Barbosa, 2007). De acordo com Hvitved-Jacobsen (2003), os poluentes provenientes de fontes difusas, podem ter origem em fontes estacionárias ou móveis, com origem no próprio local ou até aí transportados. A Tabela 2.2 apresenta as principais origens dos poluentes encontrados usualmente em AEE.

Tabela 2.2 - Principais origens e poluentes encontrados em águas de escorrência de estradas (Sansalone e Buchberger, 1997)

Tipo de poluentes	Principais origens								
	Pneus	Travões	Combustível e/ou óleo do motor	Óleos de lubrificação	Materiais da viatura	Pavimento	Lixos	Guardas de segurança	Solo, poeiras da carroçaria; vegetação, excrementos de animais, fertilizantes
<b>Metais pesados</b>									
Cádmio									
Chumbo									
Cobre									
Crómio									
Ferro									
Níquel									
Vanádio									
Zinco									
<b>Hidrocarbonetos</b>									
HAP									
<b>Nutrientes</b>									
<b>Matéria orgânica</b>									
Partículas									
Microrganismos									
Sais									

Estudos realizados em várias estradas (Barbosa, 1999; Barbosa, 2003; Leitão *et al.*, 2005; Hvitved-Jacobsen, 2003; Azevedo, 2013) concluíram que as fontes de poluição móvel mais importantes a nível de impacto ambiental, estão associadas direta ou indiretamente aos veículos no que concerne à degradação dos pneus, queima parcial do combustível e desgaste dos travões. No que se refere a fontes de poluição estacionárias destacam-se a erosão do solo adjacente à via, a degradação do pavimento, o desgaste de material acessório como as

guardas de segurança e sinalização, a utilização de químicos e fertilizantes para fins agrícolas, e ainda à utilização de sais de degelo. A presença de cloretos foi detectada em algumas estradas próximas do litoral (Barbosa, 1999; Antunes e Barbosa, 2005), tendo este composto origem no mar.

Hvitved-Jacobsen (2003) refere que um grande número de condições externas podem influenciar a extensão da poluição associada ao tráfego rodoviário, sendo as principais variáveis a considerar a intensidade de tráfego, o grau de fiscalização rodoviárias por entidades competentes, o estado geral de manutenção do veículo e da estrada, e ainda os materiais usados na construção de veículos e dos pavimentos rodoviários. Existem outros poluentes provenientes de fontes atmosféricas, da erosão do solo, indústrias, resíduos, animais e vegetação, que podem ser transportados de zonas distantes pela chuva e vento (Barbosa e Hvitved-Jacobsen, 2001).

Como as AEE podem resultar de eventos de precipitação com descarga turbulenta, estes poluentes podem aparecer, quer sob a forma solúvel (dissolvida nas AEE), quer na forma particulada, neste caso associados a matéria sólida em suspensão (normalmente quantificada como SST) (Yaron *et al.*, 1996). Assim, a variação da precipitação, em intensidade e duração, influencia também a tipologia de poluentes e sua concentração nas AEE (Burton e Pitt, 2002).

### **2.2.1 Tráfego rodoviário**

O tráfego rodoviário é responsável pela produção dos poluentes mais importantes nas AEE e também os que podem causar impactes ambientais mais significativos. Estes poluentes resultam essencialmente da combustão de gasolina e gasóleo, do desgaste de componentes do motor, pneus, travões e do pavimento, e ainda da libertação de óleos, combustível e acessórios dos veículos, que podem induzir impactes significativos no solo e nas águas superficiais e subterrâneas (MOPU, 1989; Sansalone e Buchberger, 1997). As barreiras de proteção laterais, os separadores centrais e alguns trabalhos de manutenção da via libertam outros materiais que podem agravar os impactes ambientais naqueles meios e nas suas potenciais utilizações. As emissões de poluentes associadas ao tráfego rodoviário variam consoante a idade do veículo, tara, tipo de combustível, cilindrada e velocidade de circulação (Azevedo, 2013). O peso dos veículos é proporcional ao aumento da erosão da superfície da estrada e ao desgaste dos pneus.

Os poluentes que aparecem normalmente associados ao tráfego automóvel são os metais pesados, nomeadamente o Cu, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, e micropoluentes orgânicos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e os hidrocarbonetos totais (HC) (Burton e Pitt 2002; Barbosa, 2003; Hvitved-Jacobsen, 2003), todos resultantes da combustão de combustível e da degradação de componentes automóveis, sendo também os mais usados como indicadores de poluição de AEE. A sua quantificação é normalmente efetuada

localmente durante chuvadas, através da recolha de amostras líquidas que são analisadas em laboratório, como observado nos estudos de Barbosa (1999) e Albuquerque (2006).

Os metais pesados constituem uma importante classe de constituintes originados pelo tráfego e podem ser adsorvidos pelas partículas que existem nas águas de escorrência, em quantidades consideráveis. Estes poluentes, quando solubilizados nas AEE podem movimentar-se nos solos, e em especial se forem muito permeáveis e fraturados, e migrar até às águas subterrâneas e superficiais (Yaron *et al.*, 1996; Azevedo, 2013) provocando a sua contaminação. Devido à sua elevada toxicidade, os metais pesados oferecem um risco para a saúde pública, porque se acumulam nas cadeias tróficas (Asano *et al.*, 2007). Estes elementos depositam-se, normalmente, no pavimento, nas zonas circunscritas pelo separador central, nas bermas e no sistema de drenagem (*p.e.* valetas e caixas de receção ou derivação), podendo ser transportados para o meio hídrico, para o solo e para a vegetação envolvente através das águas de escorrência e de fenómenos de dispersão atmosférica (Albuquerque, 2006; Ramísio, 2007).

A circulação de veículos constitui uma fonte de poluição direta e indireta para as estradas. A poluição direta tem origem nos veículos motorizados, com origem no funcionamento e desgaste das peças de fricção que o constituem, enquanto que a poluição indireta tem origem na deposição das partículas sólidas que são acumuladas pelo veículo durante períodos secos, e depois libertadas durante os períodos de precipitação. É referido na literatura que a maioria das partículas sólidas está relacionada com a poluição indireta, produzida pelo volume de tráfego, e que menos de 5% têm origem nos próprios veículos (Hvitved-Jacobsen, 2003).

O tipo de combustível dos veículos interfere diretamente com a quantidade de poluentes produzidos. Estudos realizados por Barbosa (1999) e Roseiro (2002) comprovam que o combustível *diesel* é altamente poluente uma vez que tem a capacidade de emitir carbono negro e aerossóis primários, além de óxido de nitrogénio. Em comparação com a gasolina, este tipo de combustível tem a capacidade de formar 6 a 7 vezes mais aerossóis secundários. No que respeita à gasolina, o principal composto poluente associado à sua combustão continua a ser o Pb, que continua a ser libertado, apesar da existência da gasolina sem chumbo, em especial em zonas onde se concentrou durante anos e que, normalmente, está sob forma de compostos particulados inorgânicos (Roseiro, 2002; Azevedo, 2013).

### **2.2.2 Tipo de Condução**

O estilo de condução é um dos fatores que assume maior relevância no consumo de combustível e, por consequência, também nos níveis de poluição gerados. Diversos trabalhos de investigação (Barbosa, 1999; De Vlieger *et al.*, 2000; Albuquerque, 2006; Azevedo, 2013) relatam que a agressividade na condução, que se traduz em elevadas acelerações, fortes travagens e manutenção do motor em rotações elevadas, leva a aumentos significativos não só a nível de consumos de combustível, mas também no que diz respeito a um maior desgaste

dos componentes mecânicos do veículo. Estas ações, nomeadamente as acelerações e desacelerações constantes, influenciam a dimensão das partículas sólidas que se podem depositar no pavimento e a sua associação com os metais pesados.

De acordo com De Vlieger *et al.* (2000), a prática de um estilo de condução agressivo triplica as emissões de monóxido de carbono (CO) e duplica a emissão de hidrocarbonetos (HC) e óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), em comparação com um tipo de condução suave. A maioria dos condutores gasta cerca 2% do tempo de condução em manobras agressivas, que são responsáveis por 40% do total de emissões. A velocidade de circulação está diretamente associada ao tipo de condução e tem ligação direta com as emissões de poluentes produzidas pela abrasão dos pneus do veículo, desgaste das pastilhas de travões e perda de óleos do sistema de lubrificação (Albuquerque, 2006). Joumard *et al.* (1995) referem que existe, para cada veículo, uma velocidade ótima que permite o funcionamento do motor com maior eficiência, gerando assim menos consumo e poluição. Esta velocidade, para motores com catalisador, situa-se entre os 50 e os 60 km/h.

### **2.2.3 Pneus e travões**

Existe uma grande variedade de pneus nos veículos, sendo, na maior parte dos casos, preenchidos com ar comprimido, com e sem câmara de borracha interior, mas também existem pneus de borracha sólida, com aplicação restrita em determinados veículos industriais e de maquinaria pesada.

De acordo com Andrietta (2002) um pneu é constituído, basicamente, com uma mistura de borracha natural e de elastômeros (polímeros com propriedades físicas semelhantes às da borracha natural). A adição de fuligem confere à borracha propriedades de resistência mecânica e à ação dos raios ultra violeta, durabilidade e desempenho. A mistura é espalmada num molde e para a sua vulcanização (aplicação de calor e pressão numa borracha), feita a uma temperatura de 120-160°C, utilizando-se enxofre, compostos de zinco como aceleradores e outros compostos ativadores e anti oxidantes. Um fio de aço é embutido no molde, que se ajusta ao aro da roda, enquanto uma camada de tecido de nylon reforça a carcaça e a mistura de borracha/elastômeros é espalmada, com uma malha de arame de aço entrelaçada nas camadas superiores. Estes materiais incluem elementos químicos na sua composição que podem ser libertados para o pavimento, incluindo à posterior as AEE. As Tabelas 2.3 e 2.4 apresentam a composição química típica de um pneu e o tipo de materiais empregues, respetivamente.

Tabela 2.3 - Composição química média de um pneu (Andrietta, 2002)

Elemento / Composto	%
Carbono	70
Hidrogénio	7
Óxido de Zinco	1,2
Enxofre	1,3
Ferro	15
Outros	5,5

Tabela 2.4 - Comparação dos materiais contidos em pneus (Andrietta, 2002)

Material	Veículos ligeiros	Veículos pesados
	%	%
Borracha / Elastômeros	48	45
Fuligem	22	22
Aço	15	25
Tecido de nylon	5	-
Óxido de zinco	1	2
Enxofre	1	1
Aditivos	8	5

Um estudo realizado por Muschack (1990) na Alemanha mostra que, dependendo do tipo de estrada, os valores de massa de pneu e de metais pesados resultantes do seu desgaste têm elevada variação. Este autor encontrou um aumento significativo destes valores em vias rápidas, quando comparados com outro tipo de estradas, justificando para tal, o facto de nesse tipo de estradas se praticarem maiores velocidades e existir também um maior volume de tráfego. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Desgaste específico de pneus e poluentes associados (Muschack, 1990; POLMIT, 2002)

Tipo de estrada	Desgaste específico dos pneus (Kg/km/ano)	Metais pesados resultantes do desgaste dos pneus (g/km/ano)				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Residencial	68	84	14	199	13	47
Urbana	100	157	26	36	25	88
Nacional	153	241	40	55	38	135
Principal	242	506	84	115	80	284
Via Rápida	347	1108	185	225	176	621
Auto-Estrada	657	1145	241	329	230	810

O desgaste dos sistemas de travagem origina a emissão de metais pesados como o Cr, Ni, Pb, Fe e Cu e ainda amianto (Ramísio, 2007). A presença destes poluentes pode ser justificada

maioritariamente pela fuga de fluidos hidráulicos lubrificantes constituintes dos sistemas de travagem dos veículos. A composição dos travões varia em função do fabricante e usualmente não é especificada. No entanto, os compostos mais comuns encontrados nestes materiais são o amianto orgânico, metálico com ligações por resinas, aglomerados metálicos e ligas de carbono (Lingren, 1999).

#### **2.2.4 Degradação de pavimentos**

A escolha de uma solução construtiva e os respetivos materiais a utilizar para um pavimento rodoviário está assente em diversas variáveis, nas quais se destacam o tráfego ao qual a estrada estará sujeita, o clima em que está inserida, os materiais disponíveis, as condições de fundação do terreno onde irá ser implantada a infraestrutura, e ainda os custos de execução para a realização da mesma (Leitão *et al.* 2006; Hvitved-Jacobsen, 2003). O próprio pavimento que constitui a rodovia é, por si só, uma fonte geradora de poluentes, de acordo com a sua composição.

Com o aumento das solicitações e das exigências de qualidade dos pavimentos, verifica-se que a espessura total das camadas betuminosas num pavimento tem vindo a aumentar, consequência de diversos estudos realizados com o intuito de prolongar ao máximo o tempo de vida útil dos pavimentos. Este aumento tem limitado, frequentemente, as degradações associadas ao fendilhamento por fadiga com origem na base das camadas betuminosas e às deformações permanentes causadas por deformação da fundação (Silva, 2006). No entanto, apesar deste acréscimo de espessura, não se consegue impedir a ocorrência de deformações permanentes e de fendilhamento com origem na superfície do pavimento, nem a desagregação da camada superficial do pavimento. É esta degradação que constitui por si só uma fonte geradora de poluentes, uma vez que os diferentes tipos de pavimentos têm como sua principal constituição dos materiais petrolíferos.

Nos locais onde é frequente a presença de neve, a utilização de correntes nos pneus pode provocar um desgaste adicional na superfície das estradas e produzir quantidade significativas de pequenas partículas que, para além de transportar poluentes adsorvidos, também contêm iões metálicos que fazem parte da sua própria constituição (Barbosa, 1999; Hvitved-Jacobsen, 2003). Ramísio (2007) cita que, num estudo efetuado por Carlsson *et al.* (1992), se conclui que o uso de correntes nos pneus nos meses de inverno conduziu em 1992, na Suécia, a um desgaste de asfalto estimado em 450 000 toneladas. Contudo, o mesmo autor refere que os valores obtidos estão a diminuir devido a novas e melhoradas correntes de proteção de pneus, mas também devido à utilização de materiais mais resistentes na construção do pavimento.

Os poluentes resultantes do desgaste do pavimento dependem fundamentalmente do tipo de pavimento, assumindo particular destaque os pavimentos betuminosos, constituídos por uma mistura de agregados e betume. Num pavimento rodoviário, os agregados constituem 100% dos materiais utilizados nas camadas de base e sub-base, e 90% a 95% nas camadas

betuminosas. Os agregados são normalmente materiais geológicos naturais, obtidos a partir da decomposição de rochas (ígneas, metamórficas ou sedimentares), e podem conter óxidos metálicos, carbonatos e outros elementos vestigiais. A composição do betume depende da origem do crude que serviu à sua produção, o que torna a sua caracterização química difícil. No entanto, sabe-se que existem grupos de substâncias orgânicas e pequenas quantidades de metais como o Vn, Ni, Fe, Mn, Ca, Pb, Cu, Cr, Cd e Zn (DWW, 1995; Barbosa, 2003; Azevedo, 2013).

Um estudo realizado por Muschack (1990) relaciona o desgaste específico dos pavimentos de diferentes tipos de estradas com as respetivas taxas de emissão de poluentes, apresentando-se os resultados na Tabela 2.6. É importante referir que tendo estes estudos sido realizados nos EUA, onde a realidade de TMDA é bastante diferente da europeia, os valores apresentados devem ser utilizados com moderação.

Tabela 2.6 - Desgaste específico de diferentes pavimentos em diferentes estradas (Muschack, 1990)

Tipo de estrada	Desgaste específico dos pavimentos (Kg/km/ano)	Metais pesados resultantes do desgaste de diferentes pavimentos (g/km/ano)				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Urbana	3152	322	1125	161	3688	517
Nacional	4850	495	1731	247	5674	795
Principal	7665	782	2736	391	8968	1257
Via Rápida	11000	1124	3927	561	12870	1804
Auto-Estrada	11000	1020	3570	510	11700	1640

### 2.2.5 Uso de solo circundante e deposição atmosférica

O uso e ocupação de solos adjacentes às vias são outra das origens de poluentes encontrados nas AEE. O uso de solo circundante pode produzir poluentes de atividades agrícolas (*p.e.* pesticidas e fertilizantes), industriais e domésticas que podem ser drenados para a via e valas de drenagem devido ao escoamento superficial produzido pelas chuvadas. Veículos e alfaias agrícolas podem também transportar poluentes para a via. De acordo com Chui *et al.*, (1982), a carga poluente transportada nos rodados acaba por se depositar nas vias pavimentadas, constituindo desta forma uma contribuição externa com origem em locais afastados dos de estudo.

Albuquerque e Carvalho (2005a, 2005b), numa monitorização efetuada no acesso Norte à autoestrada A23, observaram elevadas concentrações de azoto e fósforo em origens de água conectadas com descargas de AEE, mas concluíram que estas cargas era de origem agrícola e não produzidas na via.

Os poluentes acumulados nas áreas circundantes podem também ser transportados por correntes atmosféricas, podendo ser depositados nos veículos e pavimento. Um exemplo típico é o de transporte e deposição de cloretos em vias localizados junto ao litoral como foi observado por Antunes e Barbosa (2005).

### **2.3 Características de poluentes com maior presença em águas de escorrência de estradas**

As características da AEE variam de acordo com as características das vias e dos veículos, do TMD, das características e regime de chuvadas e da área da bacia de drenagem, bem como do uso do solo. Não se consegue traçar uma tipologia das suas características como acontece com os efluentes domésticos ou industrial, até porque são efluentes gerados de forma descontínua (só ocorrem quando chove).

É mais fácil prever o volume de águas de escorrência associado à precipitação, utilizando vários modelos de previsão conhecidos, do que a qualidade dessas águas. A previsão da qualidade é muito importante, não só no âmbito de Estudos de Impacte Ambiental, como em situações de gestão de recursos hídricos, quando se necessita de estimar a contribuição da poluição difusa de vias rodoviárias (Azevedo, 2013).

No entanto, vários estudos realizaram medições de caudal e análises físico-químicas a AEE (Young et al., 1996; Barbosa, 1999; Santos e Aguilera, 2004; Leitão *et al.*, 2005; Prodanoff, 2005; Polkowska *et al.*, 2007) apresentem concentrações muito díspares para os contaminantes CBO5, CQO, SST, NT, PT, amónio (N-NH<sub>4</sub>), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), TP, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Cl, Mn, K, Na, Fe, Óleos & Gorduras, HC, HAP e microrganismos patogénicos. As determinações foram feitas na bacia de drenagem, valas de drenagem, caixas de confluência e entradas de sistemas de tratamento de AEE. A caracterização de poluentes de AEE, além de permitir a prévia identificação de potenciais impactes ambientais e definir medidas mitigadoras, permite também ter dados para o dimensionamento, ou avaliação do funcionamento, de sistemas de detenção e tratamento.

De acordo com vários estudos, os poluentes associados às escorrências rodoviárias podem agrupar-se segundo os seguintes grupos de contaminantes (James, 1999; Leitão *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2002):

- Substâncias orgânicas e inorgânicas, nas quais estão inseridas a matéria orgânica (quantificável a partir dos parâmetros CBO5 e CQO), nutrientes (TN, TP, Na, K, Mg e Ca), metais (Mn, Fe, Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) e micropoluentes orgânicos (HC, pesticidas e HAP);
- Substâncias na forma solúvel ou particulada (partículas sólidas quantificáveis como SST);

- Microrganismos patogénicos (coliformes fecais e totais, E. Cóli).

A Tabela 2.7 apresenta as concentrações médias obtidas para alguns dos parâmetros de qualidade em estradas de alguns países.

Tabela 2.7 - Características qualitativas de AEE em rodovias (Leitão et al., 2000)

País	TMD	pH		Cond. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		SST (mg/l)		Pb (mg/l)		Zn (mg/l)		Cu (mg/l)	
		mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
EUA, Bellevue WA	-	3,4	7,9	12	1 480	1	2740	4	1800	-	-	-	-
EUA, Ohio	-	5,2	7,4	16	300	24	620	< 100	820	30	370	-	-
Noruega	8 000	6,7	9,1	41	5 870	162	2420	62	690	91	740	10	430
	41 000	-	-	-	-	-	137	-	202	-	360	-	97
Alemanha	47 000	-	-	-	-	-	181	245	-	-	620	-	117
	40 600	-	-	-	-	-	252	-	163	-	320	-	58
	500	-	-	-	-	-	-	-	122	-	165,6	-	75,9
Reino Unido	37 600	-	-	-	-	2	192	-	181	-	-	-	63
	720	-	-	-	-	-	-	-	28,1	-	16,6	-	6,5
	150	-	-	-	-	-	-	1	151	0,7	65	0	14
França	-	-	-	-	-	37	128	< 5	90	177	681	9	49
Portugal, Vila Real	6 000	5,9	7,2	8,8	183,8	< 8	147	< 1	200	< 50	1 462	< 1	54

De acordo com Azevedo (2013), as estimativas ou previsões da qualidade das AEE em Portugal são feitas, essencialmente, com base em metodologias em que se multiplica o TMD por fatores de emissão de poluentes, diluindo depois os valores obtidos em volumes calculados com base em precipitações escolhidas arbitrariamente. O período de acumulação de poluentes é geralmente longo, utilizando-se muitas vezes os meses correspondentes ao período de Verão.

No entanto, a aceitação desta metodologia não é consensual, uma vez que a utilização de fatores de emissão não homogêneos (obtidos em diferentes estudos, em datas e locais distintos), do TMD como variável determinante, e de um período seco longo (chegando a ser de 3 meses), não significa que sejam as condições mais desfavorável. Albuquerque (2006), encontrou cargas mássicas poluentes mais elevadas em chuvadas ocorridas em meses de elevada pluviosidade, sem grandes períodos antecedentes de tempo seco.

### **2.3.1 Partículas sólidas e matéria orgânica**

O material sólido presente nas AEE pode aparecer na forma solúvel ou em suspensão e inclui restos de vegetais e animais, material que se liberta de viaturas e partículas do solo, como poeiras, areia, vidro, plástico. De acordo com Prodanoff (2005), a maioria das partículas sólidas está relacionada com a poluição indireta, produzida pelo volume de tráfego, e que menos do que 5% têm origem nos próprios veículos. James (1999) refere que a fração de sólidos suspensos, mobilizados pelo vento ou pela precipitação, constitui a mais importante fonte de poluição do ambiente rodoviário.

Associados a partículas sólidas aparecem outros poluentes, nomeadamente compostos inorgânicos e orgânicos, microrganismos patogénicos e metais pesados, que se associam por floculação coloidal ou sorção (Young *et al.*, 1996; Barbosa, 2007).

A matéria orgânica presente nas AEE, apresenta uma composição química diversa, constituída por compostos biodegradáveis (*p.e.* carboidratos) e de difícil biodegradabilidade (*p.e.* HC e HAP). Os compostos solúveis e biodegradáveis são, por norma, de fácil remoção por microrganismos presentes nas próprias AEE, pelo que o seu impacto ambiental não é muito significativo (LNEC, 2008).

As partículas de mais difícil biodegradabilidade, normalmente, levam mais tempo para ser removidas e podem atingir origens de água e produzir impactes ambientais significativos. O tipo de vegetação e ocupação do solo envolvente, pode originar a presença de folhas e outros detritos vegetais nas águas de escorrência das estradas, que contribuem, para o teor de matéria orgânica, quer de SST. O parâmetro carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>) é o melhor índice para uma correta análise da quantidade de matéria orgânica presente nas águas. Através deste parâmetro, é possível quantificar a matéria orgânica biodegradável presente na água, e quanto maior for a CBO, mais matéria biodegradável existe nas AEE.

Os micropoluentes são substâncias presentes, usualmente, em baixas concentrações em AEE. A grande maioria da literatura associa os micropoluentes orgânicos a HC naturais, sendo estes compostos constituídos apenas por átomos de carbono (C) e de hidrogénio (H), aos quais se podem juntar átomos de oxigénio (O), azoto (N), e enxofre (S), dando assim origem a diferentes compostos de outros grupos funcionais.

Num estudo realizado no Reino Unido (James, 1999), que incluiu a monitorização da emissão de hidrocarbonetos, em situações de tráfego e em parques de estacionamento, concluiu que 45% das emissões eram libertadas através da evaporação. A emissão de poluentes através deste processo pode ocorrer também durante a operação de abastecimento de depósitos de gasolina dos veículos, ou através de fugas de combustível dos motores de carros usados. As elevadas temperaturas contribuem para a volatilização significativa de HC.

### **2.3.2 Metais pesados**

Os metais pesados são definidos como um grupo de elementos situados na tabela periódica entre o cobre (Cu) e o chumbo (Pb). Os metais pesados presentes nas AEE resultam da combustão nos veículos e são responsáveis pela emissão de Pb, o desgaste dos pneus é uma forte fonte Zn, o desgaste dos travões uma fonte de Cu, Pb e Cr, e o desgaste do motor e o derrame de líquidos constituem uma fonte de Cr e Zn.

Estes poluentes fazem parte de uma importante classe de constituintes originados pelo tráfego e podem ser adsorvidos pelas partículas que existem nas AEE, em quantidades consideráveis. Normalmente, a fração principal de metais está em suspensão, associada a SST ou coloides de matéria orgânica, existindo apenas uma pequena fração sob a forma dissolvida, que é considerada a mais tóxica (Roseiro, 2002).

De acordo com Bank e Jongedyk (1999), os metais pesados nas AEE não representam por si só um problema de toxicidade, pois esta depende fundamentalmente do estado físico e químico dos metais pesados (*p.e.* o seu estado de oxidação e carga), do estado iónico dos metais e a sua disponibilidade para os organismos, do pH e temperatura. No caso de metais associados a partículas sólidas, a intensidade da precipitação influencia a sua mobilização e determina que fração deste material é arrastado para as bermas, e que fração é arrastada para as AEE.

### **2.3.3 Microrganismos patogénicos**

As partículas sólidas presentes nas AEE, podem conter microrganismos (bactérias e vírus), que são arrastados do solo ou do pavimento, alguns dos quais podem ser patogénicos (*p.e.* coliformes totais e fecais e *E. Cólí*). A carga microbiológica é importante, porque são estes microrganismos que biodegradam a matéria orgânica biodegradável e utilizam os nutrientes que também são transportados pelas AEE. Uma parte dos metais pesados e micropoluentes podem também ser removidos por biosorção.

No entanto, devido à natureza intermitente e à pouca presença de carga orgânica, esta poluição microbiológica assume pouca expressão em escoamentos rodoviários. A avaliação desta carga é mais usual nas instalações de tratamento de AEE e na descarga no meio receptor, para evitar possíveis impactos nos usos, tal como foi determinado em Albuquerque (2006).

## 2.4 Mecanismos de transporte de poluentes

Após a identificação, caracterização e análise da origem dos principais poluentes associados ao tráfego rodoviário e envolvente das estradas, é importante perceber quais os mecanismos de transporte que os podem descarregar no solo ou na água. Os dois principais mecanismos de transporte estão associados à difusão por via atmosférica e ao transporte por via hídrica, quer através do escoamento superficial, quer através da infiltração no solo (Wanielsita e Yousef, 1993).

Em tempo seco, parte dos poluentes gerados na proximidade da plataforma ou transportados por via atmosférica de origens distantes sobre a forma de poeiras, podem ser depositados na bacia de drenagem da rodovia, e desta forma contribuir para a carga poluente final. Uma fração considerável de poluentes é transportada por via aérea, de fontes ou locais distantes, pelo vento. A deposição destes poluentes pode ser direta na via e veículos ou ser dissolvida na água durante a precipitação.

O vento é um vetor de dispersão dos poluentes originados pelo tráfego rodoviário, sendo a maioria das substâncias depositada na vizinhança imediata da via, nos primeiros 30 metros após a berma da estrada (Barbosa, 2007). Contudo, há substâncias que permanecem na atmosfera por um período de tempo mais longo e que se depositam após percorrerem distâncias maiores. A sua distribuição depende do sentido e velocidade do vento e do tamanho real das partículas, com as partículas de maiores dimensões a serem depositadas primeiro e perto da fonte, enquanto as partículas menores permanecem em suspensão por um período de tempo mais longo e predominam nos locais mais afastados da estrada. Gupta *et al.* (1981b) concluiu que estradas em áreas urbanas apresentam maiores cargas poluentes resultantes de deposição atmosférica do que estradas em áreas rurais, devido ao maior número de fontes poluidoras existentes nas zonas urbanas.

O transporte por via hídrica ocorre em alturas de precipitação e arrasta os poluentes que estão depositados no solo e via, quer para o solo circundante, quer para os sistemas de drenagem e tratamento de AEE. Nestes períodos, a via fica “lavada” e o impacto ambiental pode ser minimizado através da interceção do escoamento e seu direcionamento para infraestruturas de retenção e tratamento.

Importa referir que as concentrações de poluentes podem dissimular a informação relativa a cargas poluentes. Como refere Azevedo (2013), uma estrada no Minho sujeita a determinado

regime pluviométrico, pode apresentar concentrações de poluentes nas AEE sempre abaixo do limite de detecção, porque o volume diluiu a massa de poluente. Esta mesma estrada, se localizada, por exemplo, no Alentejo, apresentaria concentrações superiores de poluentes, porque estes estariam mais concentrados num menor volume de água da chuva. A carga mássica poluente originada a partir da estrada e transportada para o meio hídrico seria a mesma, o fator de diluição é que seria diferente. Assim, em estudos sobre o impacto ambiental associado a AEE interessa saber qual a carga mássica de poluentes produzidas em cada chuvada, o que se consegue estimar através da multiplicação do poluente pelo caudal escoado (Barbosa, 2003) ou afluente a uma infraestrutura de tratamento (Albuquerque, 2006).

A variação da carga poluente, em concentração (unidades  $M/L^3$ , normalmente em mg/L) ou em massa (unidades  $M/T$ , normalmente em kg/d), pode ser representada graficamente na forma de polutograma (Barbosa, 2007), que se pode relacionar com os hidrogramas de chuvadas no tempo (Silva *et al.*, 2004). No primeiro caso, a informação pode ser útil para o estudo de efeitos agudos e no segundo caso para estudos cumulativos ou balanços de massa com o meio receptor. De acordo com Vollertsen e Hvitved-Jacobsen, (2003) os polutogramas combinados com os hidrogramas, para uma dada chuva, fornecem uma base essencial para estudos de impacto ambiental de descargas de AEE em massa de água.

De acordo com Jones (2012) a avaliação de impactes das escorrências de estradas deve basear-se nos efeitos cumulativos da descarga de cargas poluentes, nomeadamente de compostos que são biocumulativos no ambiente, como é o caso dos metais pesados. O risco de ocorrência de impactes agudos diretos é baixo, uma vez que estes estão mais associados à descarga de cargas orgânicas e de azoto e fósforo, no entanto estes podem aparecer de forma indireta (Barbosa, 2003).

Um dos aspetos mais discutidos na construção de polutogramas é a ocorrência do chamado *primeiro fluxo* de lavagem ("*first flush*"), que reflete o pico de massa poluente removida da estrada e da bacia de drenagem e que, normalmente, chega entre os primeiros 10 minutos e 1h da chuvada (Leitão *et al.*, 2000a; Prodanoff, 2005). Este registo, em especial se calculado em carga massa como observado em Albuquerque (2006) e Polkowska *et al.* (2007), pode dar importantes indicações, quer sobre a origem da carga, quer sobre a sua acumulação na estrada e bacia envolvente nos períodos secos. O pico de carga no polutograma pode ocorrer antes do pico máximo de caudal escoado e, em períodos de grande precipitação, até pode não ocorrer (Barbosa, 2003), porque a carga poluente fica mais distribuída no tempo, como se pode observar na Figura 2.1.

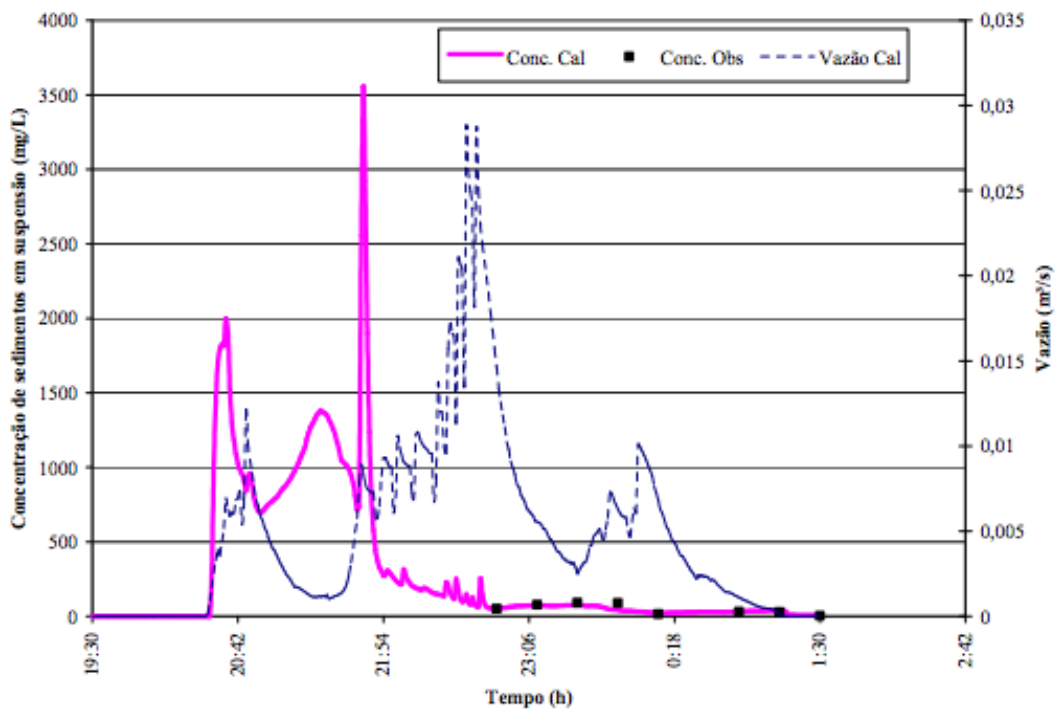


Figura 2.1 - Variação da concentração de SST e do caudal num evento de precipitação (Gomes, 2008)

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 (Barbosa, 2011). Quando o número de eventos monitorizado é relativamente reduzido, é mais indicado o cálculo da CML através da média das CME, ou simplesmente analisar o CME, como observado em Albuquerque (2006).

Dado que as concentrações poluentes estão relacionadas com a intensidade e duração da precipitação, duas estradas poderão apresentar CML idênticas mas cargas mássicas poluentes associadas distintas. Daí que o cálculo da carga poluente (expressa em massa de poluente por unidade de tempo ou de área, para um dado período de tempo - geralmente um ano) seja outro dado importante. O conhecimento da CML permite a análise dos impactes ambientais agudos, enquanto as cargas mássicas poluentes possibilitam a avaliação de impactes ambientais cumulativos. Nas Tabelas 2.8 e 2.9 apresentam-se valores de cargas poluentes e CML para alguns casos de estudo.

Tabela 2.8 - CME e cargas poluentes para os poluentes rodoviários significativos em Inglaterra (Crabtree et al., 2004)

Parâmetro	Dados relativos à Concentração Média do evento (µg/l)					Carga poluente média (g/1000 m <sup>2</sup> )
	LD	Mínimo	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	2,44
Zn Diss.	0,6	4,99	111,09	58,27	1360	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

Tabela 2.9 - CML para alguns poluentes em estradas nacionais (Barbosa, 2011)

Designação da estrada e data da monitorização										
CML (mg/l)	A1 (2002)	A1 (2009)	A2 (2003)	A6 (2004)	A25 (2003-2004)	A25 (2008)	A3 Santo Tirso (2009)	A3 Ponte de Lima (2010)	IP4 (1996-1998)	IP6 (2005)
SST	84,5	22,2	7,4	19,6	67,7	67,7	6,8	16,9	8,1	224,7
Cloretos	-	6,7	-	-	108,2	108,2	7,7	6,7	-	36,5
CQO	-	81,9	-	-	109,1	109,1	22,2	70,2	-	195,9
Fe	0,724	0,35	0,333	0,353	2,746	2,746	0,105	0,224	-	-
Zn	0,159	0,127	0,208	0,346	0,134	0,134	0,214	0,177	0,308	0,076
Cu	0,034	0,02	0,033	0,008	0,072	0,072	0,027	0,009	0,024	0,032
Pb	0,012	0,003	0,004	0,002	0,044	0,044	0,006	-	0,012	0,009
TMDA	30 229	27 746*	16 344	2 918	14 675	14 675	42 823	7 849	6 000	6 539

## Capítulo 3

# Sistemas de controlo e tratamento de águas de escorrências de estradas

### 3.1 Tipos de sistemas

A drenagem de águas pluviais nas estradas, que incorpora poluentes da própria via, mas também da zona envolvente, como se explicou no Capítulo. 2, pode ser intercetada através de sistemas de drenagem, normalmente compostos por valas, valetas e caixas de ligação, e posteriormente armazenada e tratada em infraestruturas como bacias de detenção ou armazenamento, bacias de tratamento, bacias de infiltração, sistemas com vegetação (*p.e.* canais com vegetação e leitos de macrófitas) e leitos filtrantes (*p.e.* filtros de areia, filtros reativos e trincheiras filtrantes). Todas estas opções tecnológicas podem também ter associadas a opção de reutilização das AEE tratadas para usos como a rega agrícola, irrigação de espaços verdes, lavagem de equipamentos, viaturas e pavimentos, sendo necessário manter uma qualidade mínima de acordo com o uso, tal como referido em Marecos do Monte e Albuquerque (2010). Em algumas estradas, existem também bacias de detenção para derrames acidentais que possam ser tóxico-perigosos. Trata-se de medidas preventivas mas também de controlo da poluição, que permitem minimizar os impactes da descarga de AEE no solo e água.

Os sistemas de armazenamento, infiltração ou tratamento de AEE são diferentes dos utilizados para o tratamento de efluentes domésticos ou industriais (conhecidos como ETAR), porque o efluente é produzido de forma descontínua ou intermitente, devido ao regime das chuvadas, e não tem muita matéria orgânica ou nutrientes. São, na generalidade, sistemas de tratamento físico, que utilizam a decantação/sedimentação e a filtração para a remoção da generalidade dos poluentes (Barbosa, 1999; Deletic e Fletcher, 2006; Wium-Andersen 2012, Jones, 2012), e não biológicos, que são os mais comum em ETAR urbanas, que são mais indicados para a biodegradação de matéria orgânica biodegradável, azoto e fósforo (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Por vezes, incluem um desengordurador à entrada, que permite a remoção de óleos e gorduras, se as concentrações deste parâmetro forem significativas e tiverem influência negativa na remoção de outros poluentes na zona de decantação.

No entanto, há sistemas biológicos que são utilizados e indicados em algumas zonas do mundo para o tratamento de AEE, como os leitos de macrófitas (Schueler, 1992; Barret, 2003; Healy *et al.*, 2008), desde que as condições de precipitação permitam manter estes sistemas

inundados de água e exista matéria orgânica e nutrientes em concentrações suficientes para os manter. Alguns sistemas de filtração, utilizam material reativos como carvão ativado, caulinite ou até agregados artificiais para a remoção de metais pesados, HC, HAP e fósforo, normalmente envolvendo mecanismos de sorção (*p.e.* troca catiónica, adsorção electrostática e complexação/precipitação).

As bacias ou valas de detenção, armazenamento e de tratamento são, normalmente, impermeabilizadas, podendo ser utilizadas argilas (Gomes, 2002) ou um material sintético, normalmente uma tela em PEAD, para evitar a infiltração das AEE. As bacias ou valas de infiltração e afins, pelo contrário são dimensionadas para permitirem a remoção de poluentes e a infiltração da água no solo, que acabará por recarregar os aquíferos de águas subterrâneas ou massa de água superficial. Neste caso, a velocidade de infiltração deve ser baixa e deverá existir uma camada basal, ou solo, que permitam controlar a velocidade de infiltração. Estas estruturas são mais sensíveis de dimensionar porque não apresentam proteção basal e, por isso, as características do solo e a localização do lençol freático são variáveis a ter em conta (Barbosa, 1999).

É vasta a diversidade destes sistemas, como se pode observar na Figura 3.1, tendo todos eles capacidade de remover a maioria dos poluentes referidos no Capítulo 2. A seleção do sistema de tratamento e do tipo de infraestrutura e suas características é da responsabilidade do projetista, mas devem ser privilegiados “*sistemas passivos*”, de baixo custo de investimento ou operação, que incluam poucos equipamentos e sistemas elevatórios que privilegiem o escoamento gravítico, funcionem bem para o regime pluviométrico da bacia hidrográfica e se adaptem bem às características de solo local.



Figura 3.1 - Infraestruturas para a detenção e tratamento de AEE localizadas em estradas portuguesas (adaptado de Barbosa e Fernandes, 2008)

Tabela 3.1 - Resumo de resultados da avaliação de sistemas de tratamento de AEE (adaptada de Barbosa e Fernandes, 2008)

Estrada	Número e tipo de sistemas	Ano de construção	Avaliação			Avaliação geral	Observações
			Ano	Nível <sup>(1)</sup>	Nº de sistemas		
A1	1 Bacia de detenção	1990	1999	++	1	Sobredimensionado. Boa eficiência: retenção nos solos e evapotranspiração	Apenas uma vez, desde que foi construída, a água de escorrência foi descarregada da bacia. Já foi objecto de análise de reabilitação
			2002	++	1		
A2	6 Sistemas de tratamento de águas residuais por plantas	2002	2005	++	3	Escolha inadequada para o tratamento de águas de escorrência	O tratamento químico pode não ser necessário, e está a adicionar mais contaminantes. Custos muito elevados de construção e manutenção
			2006	++	5		
			2007	+	1-3		
A6	3 Bacias de retenção	1999	2004		1	Evidência da capacidade do solo para reter poluentes dissolvidos	É difícil de avaliar a eficiência dos sistemas de infiltração
A22	9 Bacias de sedimentação + bacia de infiltração; 1 Leito de infiltração	2002-2003	2003/2004	++	5	Bom projecto e boa construção. Apenas possível avaliar a eficiência da bacia de sedimentação	Boa eficiência para a remoção de SST e Zn, alguma remoção de Pb, CQO e CBO5. É difícil de avaliar a eficiência dos sistemas de infiltração
			2007	+	2		
A23	4 Separadores de óleo/água+bacias de decantação	2005	2006	+++	1	Boa eficiência do separador de óleo/água. Más soluções de projecto para a bacia de decantação	Foram identificados problemas de projecto e construção, tendo sido corrigidos pela entidade que opera
			2007	+	2		
A24	2 Bacias multifunções; 8 Bacias de detenção; 1 vala vegetada	199(?) -2006	2007	+	11	Problemas para as bacias multifunções	Necessita monitorização e/ou correcções (ex: acesso, vedação, portão)
A27	4 Sistemas para controlo de derrames acidentais	2005	2007	+	4	Projecto inadequado/desajustado	Necessidade urgente de reabilitação
IP4	3 Bacias de sedimentação + bacias de infiltração	1995	1995-1998	++++	1	Contaminação das águas subterrâneas devido a erros de construção	Os sistemas não têm manutenção. Necessidade urgente de reabilitação
			2007	+	2		
IP6	3 Separadores de óleo/água + bacias de detenção	2004/5	2005-2006	++	1	Alguns problemas. O separador óleo/água possibilita um bom 1º nível de tratamento	Parece estar sobredimensionado. Inexistência de descarga do efluente, o que dificulta a avaliação da eficiência

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

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

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

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

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

Dada a pequena dimensão das bacias hidrográficas que provocam escoamento para a via, é comum a utilização do método racional (Eq. (3.1)) para a determinação do caudal máximo (Albuquerque, 2006), em função de uma intensidade de precipitação pré-definida, ou calculada com base em gráficos e ábacos (Brandão *et al.*, 2001), e um período de retorno pretendido, normalmente de 2 a 5 anos (Barbosa, 2011).

$$Q = C \times I \times A \quad (3.1)$$

Sendo  $Q$  o caudal escoado ( $m^3/h$ ),  $C$  o coeficiente de escoamento,  $I$  a intensidade de precipitação ( $m/h$ ) e  $A$  a área total da bacia de drenagem ( $m^2$ ). Chow *et al.* (1988) e Brandão *et al.* (2001) apresentam coeficientes de escoamento para a maioria da ocupação do solo.

A intensidade média de precipitação ( $I$ ) pode ser estimada através da Eq. (3.2) (Matos e Silva, 1986).

$$I = \frac{a}{t^b} \quad (3.2)$$

Sendo  $t$  o tempo de duração do evento de precipitação (minutos),  $a$  e  $b$  parâmetros das curvas IDF que dependem da região em estudo para um determinado período de retorno  $D$  (anos), podendo ser obtidos a partir da Figura 3.2.

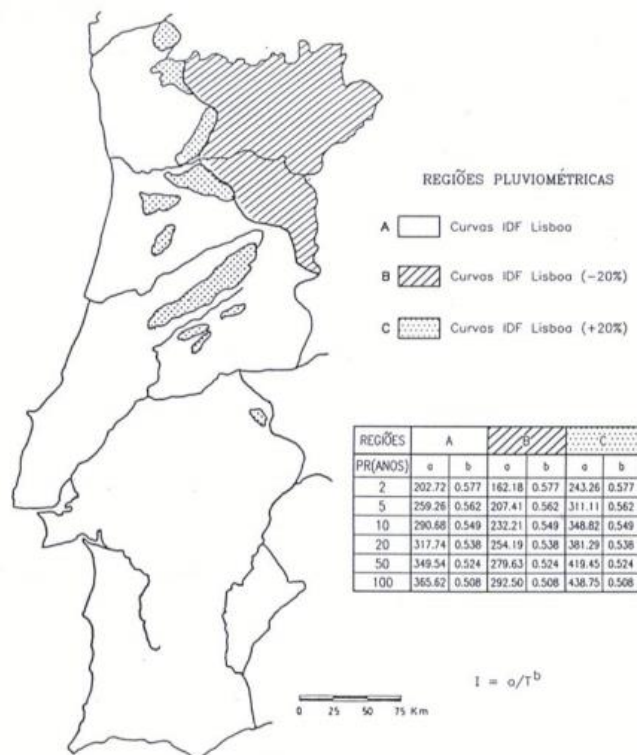


Figura 3.2 - Regiões pluviométricas de Portugal Continental e respetivos parâmetros  $a$  e  $b$  das curvas IDF (Matos e Silva, 1986)

## 3.2 Descrição de sistemas de tratamento de AEE

### 3.2.1 Sistemas de infiltração

Este tipo de sistemas engloba infraestruturas que permitem o armazenamento temporário das AEE para a remoção de poluentes e a sua infiltração no solo a velocidade baixa (Barbosa, 1999), incluindo pavimentos reservatórios ou porosos, bacias de infiltração, trincheiras de infiltração e valas ou bacias com revestimento vegetal. O aprisionamento dos poluentes na camada basal das bacias ocorre por filtração e sorção, se o material de enchimento for reativo. O sistema apresenta a vantagem de ser indicado em zonas com zona vadosa muito elevada, onde o solo tem uma quantidade adequada de argila reativa, e útil em zonas onde se privilegia a recarga das águas subterrâneas. Na Tabela 3.2 referem-se algumas conclusões de estudos efetuados com sistemas de infiltração.

Tabela 3.2 - Resultados de casos de estudo em sistemas de infiltração (Barbosa, 2011)

Autor	Resultados
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 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.

Os dispositivos de infiltração requerem solos porosos, mas não demasiado fraturados, de modo a manterem uma velocidade de infiltração suficiente baixa para permitir a remoção de poluentes, mas que não permita a migração demasiada rápida de poluentes, não sendo adequada a sua implantação em locais onde os solos apresentem elevadas percentagens de argilas para evitar que haja escorrência superficial (um teor de argila mínimo é desejável, porque, sendo este material reativo, pode permitir a remoção de metais pesados por sorção, como referido por Costa (1996)).

Solos de elevada condutividade hidráulica provocam uma rápida infiltração de AEE, não permitindo a remoção dos poluentes. Não é adequada a implantação de sistemas de infiltração em zonas com nível freático elevado ou com declives acentuados, pois favorecem o escoamento superficial e não a infiltração.

Os materiais de maiores dimensões, normalmente na forma de SST, deverão, preferencialmente, ser removidos a jusante dos sistemas de infiltração, para evitar uma rápida colmatação do material filtrante, mantendo assim uma elevada taxa de percolação por parte da água. Assim, pode ser prevista a implantação de uma unidade de pré-tratamento a

montante do sistema filtrante, que pode incluir uma unidade de decantação (solução mais barata) ou um sistema de tamisação (solução mecanizada e mais cara).

Os sistemas de infiltração mais comuns são as trincheiras filtrantes, bacias de infiltração, e mais recentemente a utilização de pavimentos reservatórios ou porosos.

### **Pavimentos reservatórios ou porosos**

Este tipo de pavimentos distingue-se dos clássicos uma vez que são constituídos por uma camada de base porosa que possibilita a infiltração de águas, dispondo ainda de uma estrutura que permite o armazenamento das AEE, servindo assim como uma etapa intermédia, antes de as encaminhar para uma bacia de detenção ou tratamento (Barrett, 2003).

Este sistema também pode ser usado para regularização de caudais e controlo de cheias, de forma a mitigar efeitos de aquaplanagem ou inundações, aliando esta vantagem ao tratamento do efluente. De acordo com Monteiro (2010), a redução do escoamento superficial tem um efeito na depuração da carga poluente transportada pelas águas de escorrência, com eficiências de remoção que podem variar de 50% a 90% para os SST, 50 a 70% para a CBO<sub>5</sub> e CQO, e entre 75% a 95% para os metais pesados, designadamente o Pb.

A diminuição do “*spray*” causado pela circulação de automóveis em pavimentos molhados, como pode ser observado na Figura 3.3, e a redução efetiva do escoamento superficial devido à rápida infiltração da água, são outras vantagens deste tipo de pavimentos, aumentando assim a segurança da circulação automóvel, uma vez que se reduzem os riscos de aquaplanagem.



Figura 3.3 - Diferença entre o comportamento de um pavimento poroso e de um tradicional (Matos, 2000)

Os principais inconvenientes deste sistema estão relacionados com a exigente manutenção, uma vez deve ser levada a cabo por mão-de-obra especializada devido à elevada vulnerabilidade de efeito de colmatação da camada porosa por partículas finas. Os encargos económicos daí resultantes são também um fator a considerar, uma vez que, quando comparado com outros sistemas, a limpeza do pavimento apresenta custos elevados.

Em relação ao dimensionamento deste tipo de pavimentos, é necessário ter em conta dois aspetos distintos: o dimensionamento estrutural e o dimensionamento hidráulico. No dimensionamento estrutural, com vista à circulação do tráfego, são considerados entre outros parâmetros, o TMDA, as condições climáticas da zona de intervenção, a vida útil do pavimento, o tipo de fundação existente e ainda os materiais que farão parte da sua constituição. O dimensionamento hidráulico tem como objetivo o bom funcionamento ao nível dos órgãos de drenagem, armazenamento e tratamento ao longo da sua vida útil. Desta forma, os principais fatores a tomar em consideração prendem-se não só com o escoamento máximo previsto na bacia hidrográfica drenante, mas também a precipitação máxima anual prevista. De acordo com Matos e Pinheiro (2000), o dimensionamento de pavimentos reservatórios deve ter em conta a intensidade de precipitação, o escoamento esperado (*p.e.* o caudal que pode afluir à estrutura), um tempo de retenção adequado (normalmente entre 2 e 4 h) para permitir a remoção de poluentes.

### **Bacias de infiltração**

Trata-se de estruturas normalmente criadas por escavação do solo, e taludes estáveis e bem compactados, com o objetivos de permitir a infiltração de água pela zona basal, onde, normalmente, existe uma camada de meio de enchimento reativo que permite a remoção de poluentes, anteriormente à infiltração da água no solo (Barbosa e Fernandes, 2008). A fração de poluentes de maior dimensão é, normalmente, removida por sedimentação ou filtração nos grãos do meio de enchimento, enquanto o material dissolvido (metais pesados e matéria orgânica e inorgânica) pode ser removida por sorção, sedimentação e até biodegradação, através do biofilme que se desenvolve à volta dos grãos que estão na parte superior da camada filtrante. A presença de vegetação permite a remoção adicional de azoto e fósforo, por assimilação pela planta, matéria orgânica, por biodegradação no biofilme que se desenvolve à volta de raízes e rizomas, e metais pesados, por biosorção e assimilação (Albuquerque *et al.*, 2010; Albuquerque *et al.*, 2014).

Para um correto dimensionamento e implantação deste tipo de sistemas, é fundamental o conhecimento das características do solo no que respeita à permeabilidade, fracturação e altura do nível freático ao longo do ano. A precipitação média local deve ser também tida em conta, uma vez que o volume de água capturado na primeira chuvada tem de possuir capacidade para se infiltrar totalmente no solo antes de ocorrer a chuvada seguinte, a fim de ser evitado o acionamento do by-pass ao meio receptor.

O funcionamento destas bacias consiste na infiltração das águas de escorrência a velocidades baixas (da ordem de 1 a 5 cm/dia, ficando os poluentes retidos na camada filtrante localizada na base da bacia (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Para uma melhor remoção de poluentes, pode ser utilizado um material reativo à base de caulinite ou carvão ativado, como nos estudos de Costa (1996), Ramísio (2007) e Martins (2011). As águas infiltram-se gradualmente através do leito da bacia, e de preferência no prazo de 72 horas. Após este tempo, as condições aeróbias são mantidas, de modo assegurar que a bacia esteja pronta para receber o próximo período de precipitação. As frações dissolvidas e coloidais, são usualmente removidas, através de processos de sorção e biodegradação.

Tendo em consideração que a única forma de saída da água da bacia é pela zona basal, ou pelo descarregador de emergência em eventos de grande intensidade ou duração, é necessário garantir uma velocidade adequada para a remoção de poluente, mas também que não permita o armazenamento da água por períodos muito longos, e muito menos que lá permaneça até à próxima chuvada.

### Trincheiras de infiltração

As trincheiras de infiltração são sistemas de controle de AEE, que têm como principal objetivo captar, armazenar e infiltrar uma parcela do escoamento superficial criado numa determinada área abrangente. Além do controle de escoamento, podem também funcionar como estruturas mitigadoras de poluentes contidos nas águas de escorrências por elas captadas, no entanto, há o risco de contaminação das águas subterrâneas se o solo não tiver capacidade para remover os poluentes das AEE.

Este tipo de sistema caracteriza-se por apresentar dispositivos superficiais, com largura e profundidade reduzidas, contrariamente às suas dimensões longitudinais. São normalmente depositados em valas escavadas no solo, ou na sua superfície, em solos relativamente permeáveis, podendo a sua superfície ser coberta com enrocamento, gabiões, areia ou uma cobertura vegetal (*p.e.* relva). A infiltração de AEE é feita por bocais localizados ao longo da tubagem, ou pela própria tubagem, se perfurada a meia cana.

Lima (2009) refere que este tipo de estruturas apresenta um nível de eficiência de remoção superior a 65% para SST, matéria orgânica biodegradável, metais pesados e hidrocarbonetos.

#### **3.2.2 Sistemas de filtração**

Um sistema de filtração pressupõe a utilização de um material poroso por onde as AEE passam, sendo os poluentes removidos por aprisionamento na malha formada pelo material de enchimento (Purchas, 1997), seja ele areia, um agregado sintético com a LECA, solo, material caulinitico ou carvão ativado. Os compostos que mais são removidos por filtração são os SST, alguma matéria orgânica e patogénicos. Os meios de enchimento que mais são utilizados são produtos têxteis, placas filtrantes, telas filtrantes, filtros granulares e tubos porosos, sendo no entanto a areia o material mais comum a ser utilizado.

Se for utilizado um meio de enchimento reativo (*p.e.* LECA alterada, areia revestida com óxidos de ferro, carvão ativado ou um zeólito natural ou sintético, ou um solo residual com baixo teor de argila), além da remoção de poluentes por filtração, há também remoção por mecanismos de sorção, como a adsorção, troca catiónica e complexação/precipitação. Este tipo de sistema requer uma manutenção frequente, pois está em causa um processo que provoca facilmente a colmatação do meio poroso, impedindo assim a percolação por parte da água.

De acordo com Barbosa *et al.* (2009) estes sistemas de filtração tem reduzido efeito sobre controlo de cheias, sendo usualmente utilizados em conjunto com outras medidas de controlo na origem.

### Valas com vegetação

As valas com vegetação, também designadas por valas relvadas (“swales” ou “grassy ditches”) podem ter as funções de infiltração, filtração ou armazenamento temporário e encaminham as AEE para um meio receptor através de uma estrutura de pequena largura e grande comprimento, que possibilita a remoção de poluentes por filtração, biodegradação, sorção, assimilação por plantas e até volatilização. São estruturas, normalmente, revestidas com vegetação resistente à erosão, que promove a absorção de nutrientes e metais pesados, reduz a velocidade do escoamento e permite a sua infiltração (Figura 3.4 e Figura 3.5).

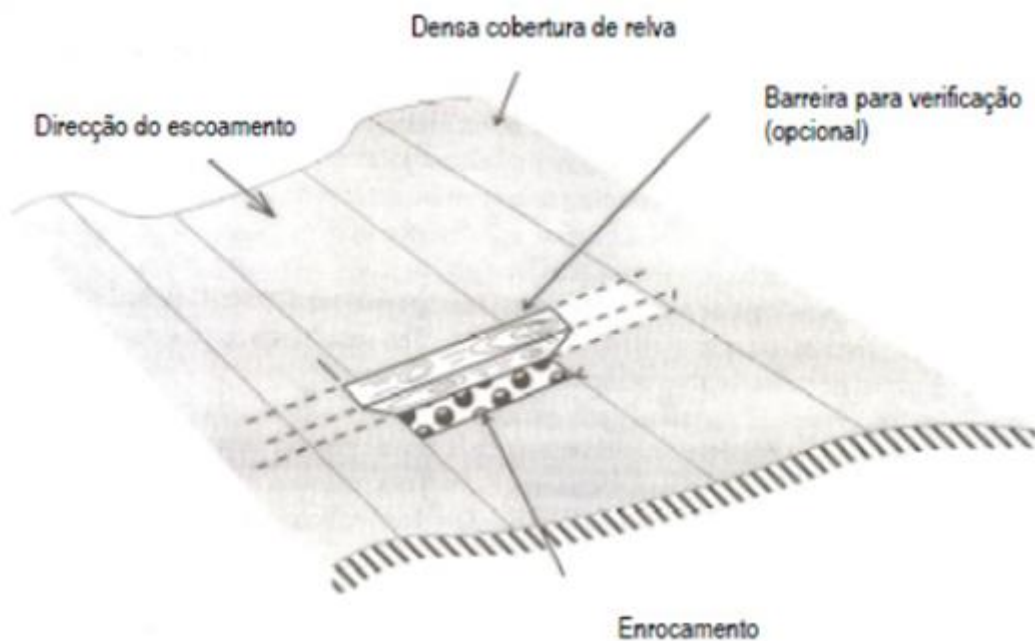


Figura 3.4 - Representação esquemática de uma vala com vegetação (Azevedo, 2013)

O seu dimensionamento inclui inclinações longitudinais inferiores a 6%, solo de base permeável, elevados tempos de contacto, comprimentos superiores a 60 m e cobertura com vegetação, devendo a velocidade máxima do escoamento ser inferior a 0,45 m/s e o caudal inferior a 5 m<sup>3</sup>/s (Schueler *et al.*, 1991). Devido à resistência ao escoamento criada pela vegetação, o escoamento é lento, o que possibilita a retenção dos poluentes durante algum tempo, contribuindo assim para a sua mais rápida remoção.

A inclinação lateral da vala deve ser inferior a 1/3, conseguindo desta forma reter mais facilmente as escorrências após as chuvadas em conjunto com a vegetação aplicada. Relativamente à eficiência do sistema, esta é tanto maior, quanto maior for o tempo de contacto da água com área vegetal. De modo geral, quanto maior for a velocidade do escoamento, menor é a eficiência do sistema.

São considerados dos sistemas economicamente de mais viáveis, e a sua fácil execução, possibilita uma boa integração para áreas de utilização pública. A Tabela 3.3 apresenta as principais conclusões resultantes de casos de estudo referentes à utilização de valas vegetadas na remoção de carga poluente.



Figura 3.5 - Exemplo de valas de drenagem para AEE com coberto vegetal (Taylor e Barrett, 2004)

Tabela 3.3 - Resultados de casos de estudo com valas vegetadas (adaptado de Barbosa, 2011)

Autor	Resultados
Little <i>et al.</i> (1982)	Eficiência de remoção: 20% de nutrientes (num canal de 72 m e no Verão); 67 a 93% de óleos e gorduras. Degradação de 48% de hidrocarbonatos após 60 dias ao longo das 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 m 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 pode criar condições para a ocorrência de mosquitos e odores. Remoção de 70% de SST, 30% de $P_{total}$ , 25% de $N_{total}$ e 50 a 90% para vários metais.
JF Sabourin e Associates (1999)	Caudais de ponta e volume total de saída das valas de 2 a 6% e 6 a 30%, respetivamente.

### 3.2.3-Sistemas de retenção, detenção ou armazenamento

#### Bacias de retenção

Estas bacias são construídas de modo a possuírem sempre um volume de água, mesmo na ausência de precipitação, ou seja, não permitem a descarga total dos volumes armazenados, por isso são também designados “sistemas húmidos”. De acordo com Barbosa (2011), estas bacias são consideravelmente mais eficazes que as de detenção, ou secas, e serão a melhor

escolha para o tratamento de escoamento rodoviário, quando os controlos vegetativos não forem viáveis (Maestri e Lord, 1987), no entanto ressalva-se o fato de o seu funcionamento e desempenho ser considerado fraco onde a evapotranspiração anual seja superior à precipitação anual.

Após o armazenamento do escoamento, este é posteriormente libertado de acordo com uma lei de vazão previamente definida. As eficiências de remoção de poluentes estão relacionadas com a geometria da estrutura, tempo de detenção, volume e tamanho das partículas. Uma relação comprimento/largura de 2:1 e um tempo de retenção típico de 9 dias são geralmente os utilizados na conceção destas bacias (Barbosa, 2011). Na Tabela 3.4, são apresentadas as principais conclusões resultantes de casos de estudo referentes à utilização de bacias de retenção na remoção de carga poluente.

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

Tabela 3.4 - Resultados de casos de estudo com bacias de retenção (adaptado de Barbosa, 2011)

Autor	Resultados
Schueler <i>et al.</i> (1991)	Eficiências de remoção: 50 a 90% de SST; 30 a 90% de $P_{total}$ ; 40 a 80% de nutrientes solveis; Remoção de metais pesados, matéria orgânica e coliformes.
Youset <i>et al.</i> (1986)	Eficiências de remoção: 27 a 63% de $Cd_{dissolvido}$ , Zn, Cu, Pb, Cr e Fe, numa bacia com superfície de 3 hectares e profundidade de 1,5 a 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.
Youset <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 aproximadamente 40% de $P_{total}$ ; 1,2 m remove aproximadamente 55% de $P_{total}$ ; 3,66 m remove aproximadamente 70% de $P_{total}$ .
Maristany (1989)	Quando os custos de escavação são menores aos custos de aquisição de terras, aumentar a profundidade da bacia pode ser mais eficaz.

### **Bacias de detenção**

As bacias de detenção são, como o nome sugere, estruturas para o armazenamento temporário de AEE, sendo usualmente concebidas para estarem secas, acumulando-as apenas em períodos correspondentes à ocorrência de precipitações significativas e com duração máxima na ordem das 24 horas, com um tempo de detenção mínimo de 6 a 12 (Barbosa, 2011).

O principal objetivo deste tipo de sistemas baseia-se na interceção de AEE, retenção para tratamento durante 6 a 12h (Schueler et al., 1991) e descarga do efluente tratado em massas hídricas que apresentem baixa sensibilidade à descarga de águas residuais. A altura máxima de água no interior da bacia deve ser de 2 m (Barbosa, 1999).

São normalmente construídas em terra ou betão, com taludes reforçados, ou diques de proteção lateral. Na sua construção é essencial o afastamento do nível máximo atingido pelo nível freático em períodos de chuva, o qual se deve encontrar abaixo da cota de fundo da bacia, uma vez que, se tal não se verificar, há elevado risco de se criarem zonas pantanosas com os inconvenientes resultantes da proliferação de insetos (Matias, 2006).

Pode-se considerar a eficácia deste tipo de tratamento altamente variável, uma vez que depende em muito do tempo de detenção a que as escorrências ficam sujeitas e ainda do tipo de poluente presente na AEE. É esta incapacidade de prever o tempo de detenção real que cria elevadas dificuldades quando se tenta estimar a eficiência de tratamento nestas estruturas. De acordo com Barbosa *et al.* (2009), este tipo de tratamento pode remover até 80% de SST. Na Tabela 3.5, são apresentadas as principais conclusões resultantes de casos de estudo referentes à utilização de bacias de detenção na remoção de carga poluente.

Azevedo (2013) refere que quanto maior o período de tempo de retenção, maior a eficiência de tratamento. A remoção de poluentes pode atingir 90%, cerca de 75% em termos de SST, após 24h de retenção (FHWA, 1996). Para 48h de retenção, pode atingir-se 90% de remoção de SST e Pb e 50% de Zn, Cu e CQO.

Tabela 3.5 - Resultados de casos de estudo com bacias de detenção (Barbosa, 2011)

Autor	Resultados
Schueler <i>et al.</i> (1991)	Eficiência de Remoção: 30 a 70% de SST; 15 a 40% de CQO; 10 a 30% de P <sub>total</sub> . Taxas de remoção de nutrientes baixas ou negativas. Eficiências de tratamento para hidrogramas menores 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.

Como as bacias do acesso da A23 são do tipo de detenção e armazenamento em seco, apresenta-se seguidamente os critérios utilizados no seu dimensionamento.

O procedimento sugerido compreende os seguintes passos (Azevedo, 2013):

- i. *Calcular o volume resultante de uma chuvada de 15 mm (Vm1).*

Determinar as áreas da bacia hidrográfica drenante, diferenciando-as de acordo com o tipo de cobertura (por exemplo, áreas pavimentadas da estrada; áreas com coberto vegetal dos taludes e áreas agrícolas ou florestais da envolvente); escolher o coeficiente de escoamento associado de acordo com a literatura especializada (*p.e.*, Chow *et al.*, 1988, Brandão *et al.*, 2001); multiplicar as áreas (em m<sup>2</sup>) afetadas pelos respetivos coeficientes de escoamento,

obtendo assim a área efetiva de escoamento. Multiplicar a área efetiva ( $m^2$ ) pelo valor da precipitação, obtendo-se assim o  $Vm1$  em L ou  $m^3$ .

- ii. *Calcular o volume correspondente à precipitação de duração igual ao período de concentração da bacia hidrográfica em causa, para um período de retorno de 2 anos, usando as tabelas de Brandão et al. (2001), do posto udométrico mais próximo ( $Vm2$ ).*

Obtém-se uma intensidade de precipitação, em mm/h, que deve ser convertida em volume de precipitação multiplicando pelo tempo de duração da chuvada considerada. O procedimento de cálculo do  $Vm2$  associado é idêntico ao utilizado para  $Vm1$ .

- iii. *Calcular um volume correspondente a  $25 m^3$  por cada  $1\ 000 m^2$  de área efetiva drenada ( $Vmax$ ).*

Para dimensionar a bacia de detenção deve-se considerar como volume mínimo o maior dos volumes calculados em *i* e *ii*, de acordo com a Eq. (3.3).

$$\text{Volume mínimo} \Rightarrow Vmin = \text{Maior} \{Vm1, Vm2\} \quad (3.3)$$

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

$$Vmin < V_{bacia} < Vmax$$

A decisão sobre qual o valor do volume adotar compreendido entre este intervalo, deverá ser ponderada em função da sensibilidade da zona a proteger, das exigências de tratamento preconizadas e da disponibilidade de espaço no local de implantação.



## Capítulo 4

# Descrição da bacia de detenção do acesso Covilhã-Norte à A23 e do plano de monitorização

### 4.1 Localização e descrição da via e zona envolvente

Usualmente designada por Auto-Estrada da Beira Interior, também denominada por A23 segundo a classificação e demarcação da rede nacional de autoestradas, esta via atravessa os distritos de Guarda, Castelo Branco, Portalegre e Santarém, fazendo a ligação entre Torres Novas e Guarda onde entronca com as autoestradas A1 e A25, respetivamente. Tem uma extensão de 217 km, sendo a 4ª maior auto-estrada do país, e é considerada estruturante na rede rodoviária portuguesa, uma vez que se apresenta como sendo a mais rápida ligação à fronteira de Vilar Formoso a partir de Lisboa. Foi concluída em finais de 2003, tendo a sua construção aproveitados os troços anteriormente construídos em perfil de auto-estrada dos itinerários principais IP 6, entre Torres Novas e Abrantes, e do IP 2 entre Alcains e o Fundão.

A abertura da A23 contribuiu para dar maior dinamismo a um conjunto de cidades por ela atravessada, bem como a oportunidade de desenvolvimentos de atividades socioeconómicas com regiões do Litoral e de Espanha. Este dinamismo traduziu-se não apenas na fixação de residentes numa região, a Beira Interior, mas também a fixação de entidades públicas e privadas essencialmente associadas ao sector terciário. A A23 pretende garantir, não apenas a circulação de pessoas e bens, mas também a especialização funcional de atividades económicas promotoras de maior qualidade e competitividade, quer à escala nacional, quer à escala internacional, dada a proximidade da fronteira. A UBI, localizada na Covilhã, com cerca de 7 000 alunos, constitui o principal polo de Ensino Superior na região, tendo beneficiado das ligações desta via para captar estudantes de todos os pontos do país e cada vez mais do estrangeiro. O mesmo benefício têm tido os Institutos Politécnicos da Guarda e de Castelo Branco, também eles promotores da fixação de população nestas duas cidades, que beneficiam igualmente desta estrada (Virtudes A., 2011).

A gestão da A23 está a cargo do Instituto para a Conservação e Exploração da Rede Rodoviária (ICERR) e da concessionária SCUTVIAS, por troços com o comprimento de 41 km e 180 km, respetivamente, sendo a última extensão ilustrada na Figura 4.1. A SCUTVIAS faz ainda a manutenção e vigilância de 28 nós de ligação, 8 galerias de túneis, 69 Km de estradas nacionais e municipais em acessos à A23, 118 passagens agrícolas e 100 Km de caminhos paralelos à autoestrada, além de outras infraestruturas de controlo e vigilância ambiental,

bem como o controle das cinco áreas de serviço existentes na concessão. Nas instalações do Centro de Assistência e Manutenção da Lardosa, é coordenada a monitorização e controlo dos equipamentos de contagem e classificação do tráfego, de rede de fibra optica, das telecomunicações SOS, dos painéis de mensagem variável, dos equipamentos de videovigilância, e dos equipamentos dos túneis (Barracão, Ramela e Gardunha I e II).



Figura 4.1 - Zona de intervenção e exploração da A23 por parte da concessionária SCUTVIAS (<http://www.scutvias.pt/>)

A região onde se localiza a área de estudo atravessa zonas de características topográficas bastante variáveis. Está inserida na área depressionária da Cova da Beira, que se caracteriza por ser uma extensa baixa aluvial de morfologia regular com altitudes que variam entre os 425 e os 475 m de altitude, como é possível observar na Figura 4.2 elaborada a partir do *software* de georreferenciação *ArcGis 10.1*, na qual se engloba parte da bacia hidrográfica do Rio Zêzere sendo a mesma envolvida pelos maciços rochosos da Serra da Estrela a norte, e da Serra da Gardunha a sul desenvolve-se o traçado do acesso à A23 numa zona granítica montanhosa de declive acentuado.

A nível de recursos biológicos, a Figura 4.3 mostra que a área de estudo tem várias áreas com estatuto de proteção ambiental, estando situada na zona “Sítio Serra da Estrela” da Lista Nacional de Sítios da Rede Natura 200. A Rede Natura 2000 resulta da implementação de duas Diretivas comunitárias distintas, a Diretiva 79/409/CEE (Diretiva das Aves) e a Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Em termos de cobertura vegetal, a região apresenta essencialmente terrenos de exploração agrícola, existindo também uma zona de mata mista.



Figura 4.2 - Mapa hipsométrico relativo à área em estudo

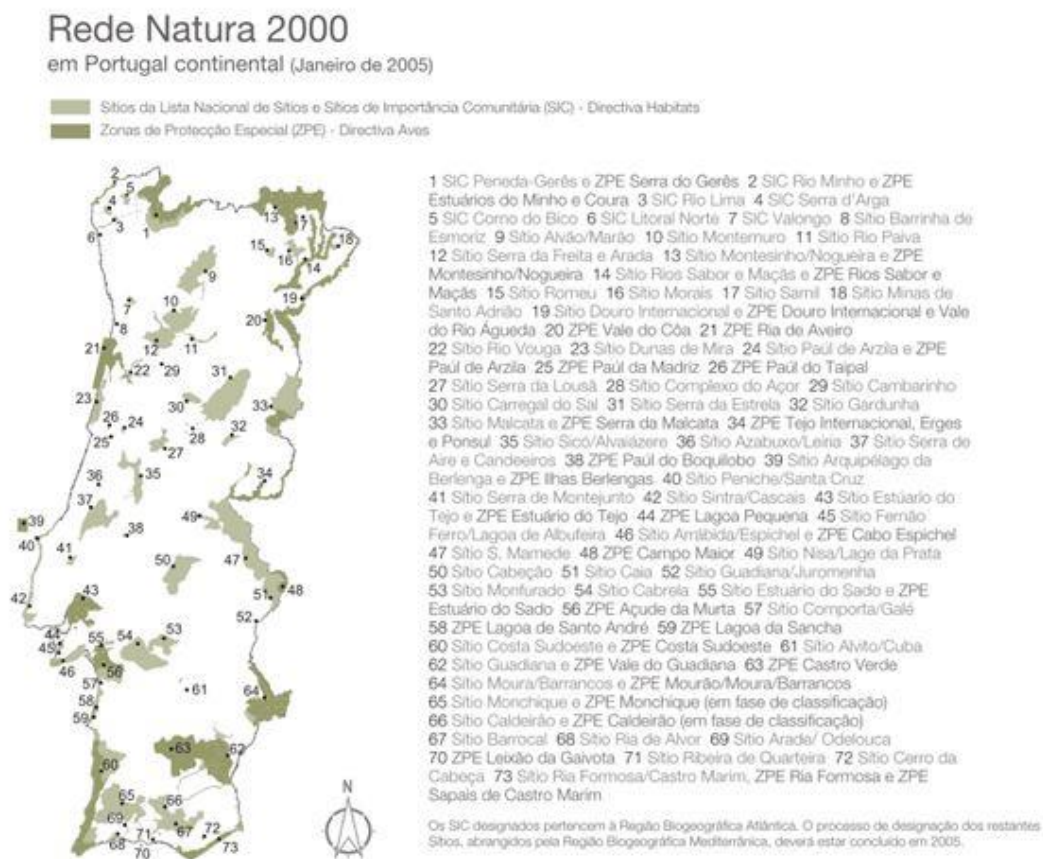


Figura 4.3 - Rede Natura 2000 em Portugal continental (<http://www.icnf.pt/>)

Desde 2004, a UBI tem elaborado um Plano de Monitorização Ambiental (PMA) da autoestrada, que inclui campanhas semestrais de medição de ruído e análises da qualidade do ar e da água em pontos que foram definidos como sensíveis à ocorrência de impactes ambientais significativos no Estudo de Impacte Ambiental (EIA) da estrada. Em alguns dos relatórios

elaborados durante 2005 (Albuquerque e Carvalho, 2005a e 2005b), constatou-se que algumas origens de água localizadas junto à ligação Covilhã-Norte apresentam concentrações de matéria orgânica, azoto, fósforo, hidrocarbonetos e metais pesados mais elevados que nos restantes pontos. Embora os valores fossem abaixo dos requisitos de qualidade para diferentes usos definidos no Decreto-Lei nº 236/98, a SCUTVIAS e a UBI (Albuquerque, 2009), entenderam que seria aconselhado uma monitorização adicional ao acesso Covilhã Norte, onde estão localizadas quatro bacias de detenção e tratamento de AEE.

As quatro bacias de detenção para a A23 foram construídas por imposição do respectivo EIA, tendo sido aprovadas pela Comissão de Avaliação e integraram a respectiva Declaração de Impacte Ambiental (DIA) do projecto da estrada e estão dentro do PMA da A23, estando duas localizadas a montante do viaduto sobre a ribeira de Corges (no sentido Covilhã-A23), que é o meio receptor para os efluentes tratados, e a outras duas localizadas a montante do viaduto sobre o rio Zêzere (no sentido Covilhã-A23), que é o meio receptor para os efluentes tratados destas duas bacias.

Como se pode observar na Figura 4.4 e na Figura 4.5, parte da zona envolvente do acesso Covilhã-Norte à autoestrada, onde estão localizadas as quatro bacias de detenção, é classificada como Reserva Agrícola Nacional (RAN) e ainda como Reserva Ecológica Nacional (REN), existindo atividade agrícola de pequena escala e ainda pequenos aglomerados urbanos de ambos os lados do viaduto, caracterizados por uma população que subsiste com base na agricultura e prática de pecuária.

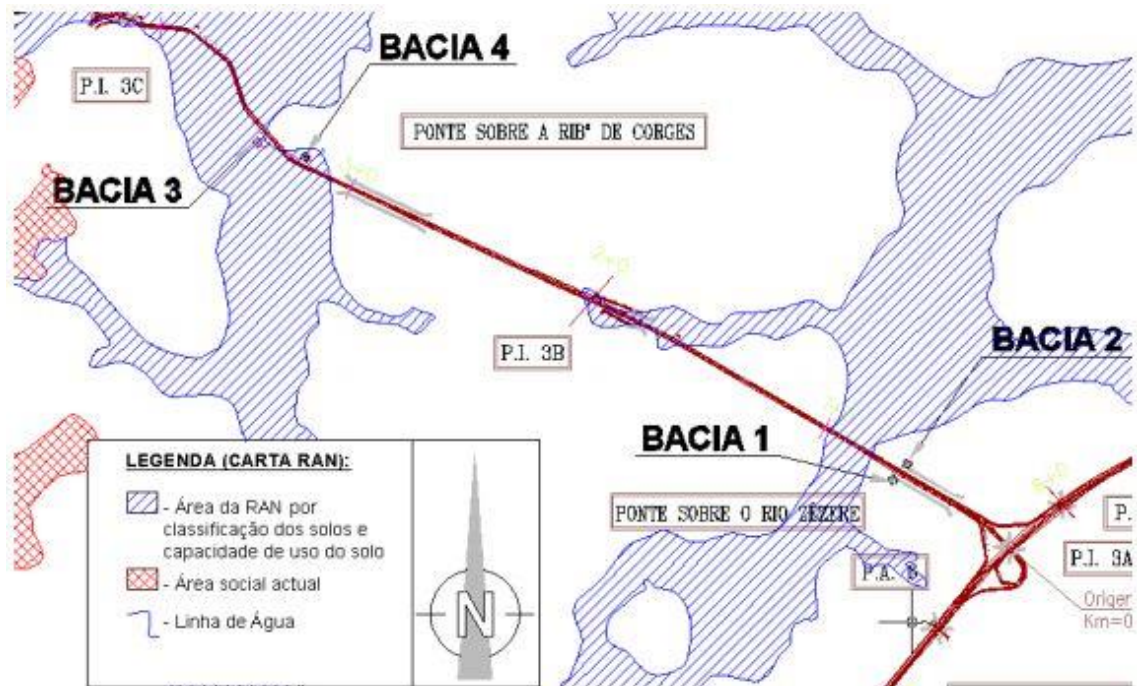


Figura 4.4 - Extrato da carta de condicionantes da RAN para o local onde estão localizadas as bacias de detenção do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)

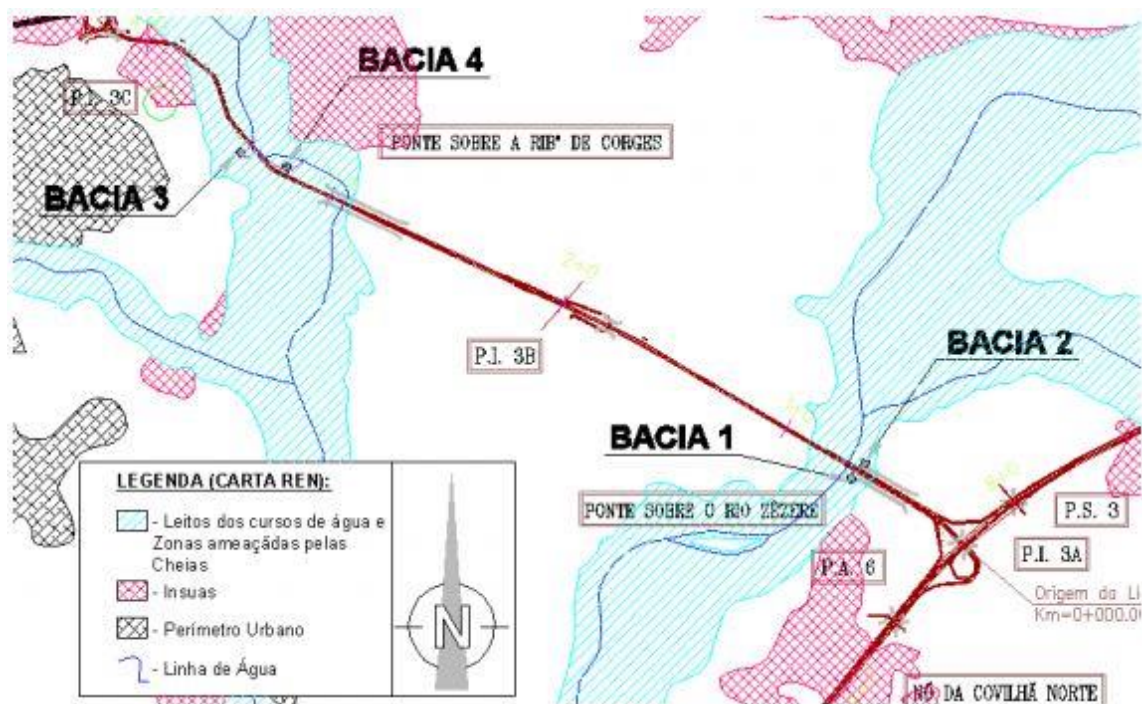


Figura 4.5 - Extrato da carta de condicionantes da REN para o local onde estão localizadas as bacias de detenção do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)

## 4.2 Descrição do acesso Covilhã Norte - A23 e das bacias de detenção

As quatro bacias de decantação foram construídas junto ao acesso Covilhã Norte, apresentando esta via um perfil transversal à A23 com uma largura que varia entre 12m e 23m, uma extensão de 4,2 km, sem separador central a que, no seu total, que correspondem às seguintes características:

- Via da direita 3,75 metros
- Via da esquerda 3,75 metros
- Berma da esquerda 2,5 metros
- Berma da direita 2,5 metros
- Zonas de bifurcação 11,0 metros

As bacias encontram-se construídas próximas da via, sendo duas a montante do viaduto sobre a ribeira de Corges e as outras duas a montante do viaduto sobre o rio Zêzere, como se pode observar na Figura 4.6.

O tráfego médio diário anual (TMDA) neste troço é de cerca de 301 veículos (Azevedo, 2013).

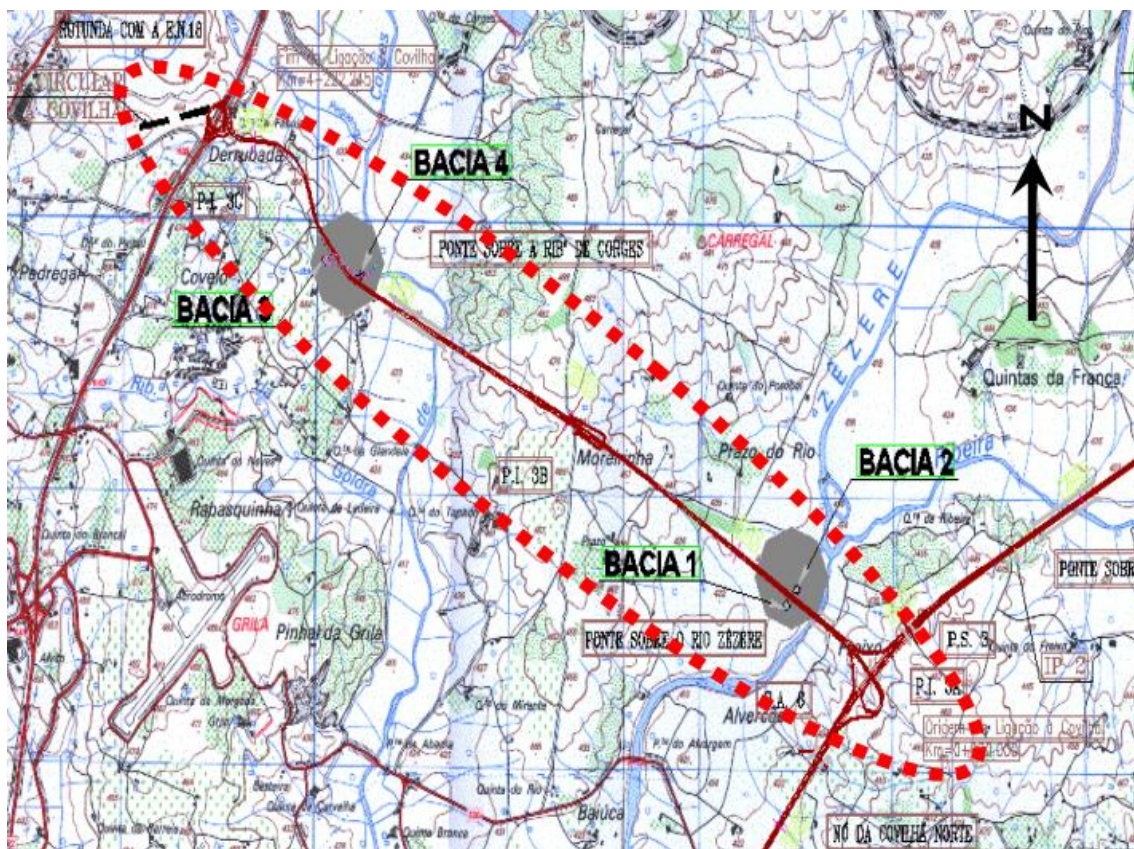


Figura 4.6 - Localização das 4 bacias de retenção de AEE do acesso Covilhã Norte à A23 (Albuquerque, 2006)

De acordo com a equipa projetista das quatro bacias (Silva *et al.*, 2004), a sua localização teve em consideração o sectionamento da bacia hidrográfica de drenagem para a via, a proximidade de dois meios receptores para a descarga dos efluentes tratados, a topografia, os acessos subjacentes a cada uma delas, o aproveitamento de movimentação de terras durante a construção da estrada e as restrições ambientais, nomeadamente a presença de zonas classificadas como REN ou RAN.

As *bacias 1 e 2* estão localizadas aproximadamente ao km 0+675 do nó de Ligação à Covilhã do lado esquerdo e direito da plataforma, respetivamente, na margem direita do Rio Zêzere e recebem as AEE geradas entre o km 0+650 e o km 1+100. A *bacia 4* localiza-se aproximadamente ao km 3+200 do nó de ligação à Covilhã do lado direito da plataforma, na margem direita do Rio Zêzere e recebe as AEE entre o km 3+375 e o km 3+800, enquanto a *bacia 3* está localizada aproximadamente a km 3+400 do nó de Ligação à Covilhã do lado esquerdo da plataforma, na margem direita do Rio Zêzere e recebe as AEE provenientes entre o km 3+375 e o km 3+825.

### 4.3 Características da bacia de retenção 3

No primeiro estudo realizado em 2005, entendeu-se que, por razões técnicas e económicas, seria suficiente monitorizar uma das quatro bacias, uma vez que, dada a sua proximidade e

dimensões físicas, os volumes e cargas poluentes recebidos por cada uma seriam semelhantes. Assim, no estudo posterior elaborado por Albuquerque (2006), foram analisadas mais pormenorizadamente as características da bacia 3 e sua envolvente, tendo o plano de monitorização para estimativa de caudal e determinação da qualidade das AEE no tempo sido definido apenas para esta bacia.

A Figura 4.7 apresenta uma foto da zona onde está localizada a bacia de retenção 3, podendo observar-se parte da bacia hidrográfica de drenagem, incluindo a extensa zona de solo com coberto vegetal e a estrada. Na Figura 4.8 pode-se observar uma representação esquemática da bacia 3 e as suas características em planta e corte longitudinal, incluindo os sistemas de interceção de AEE e de descarga da bacia.



Figura 4.7 - Bacia hidrográfica associada à bacia 3

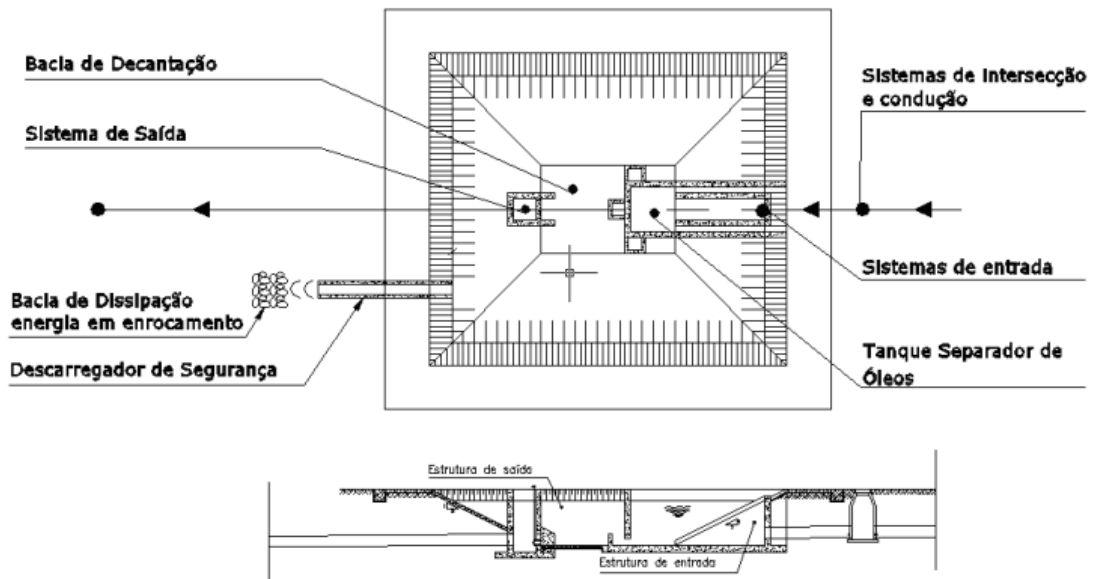


Figura 4.8 - Representação esquemática da bacia de detenção 3, em planta e corte (Silva *et al.*, 2004)

A bacia 3 compreende as componentes (Silva *et al.*, 2004):

### Sistema de intersecção e transporte

O sistema de intersecção e transporte é constituído por valetas de plataforma de fundo revestido, valas de pé de talude com fundo revestido a betão, valas de crista em meia-cana de secção 0,40m ou 0,60m, valetas de bordadura de aterro, e escavação, coletores de betão e caixas de recolha das águas de escorrência.

### Coletor de entrada

A entrada na bacia realiza-se por um coletor de betão com inclinação reduzida, para que a entrada no tanque separador de óleos se efetue sem turbulência.

### Tanque separador de óleos

Está localizado logo à entrada da bacia e separa a zona de separação de óleos e gorduras, de difícil sedimentabilidade, da zona de decantação, onde são removidos os restantes poluentes. Está construído em betão armado e situa-se no eixo da bacia de decantação, incluindo ainda a boca de saída do coletor de chegada, como se pode observar na Figura 4.9.

O objetivo deste órgão é o de permitir a retenção das águas provenientes da plataforma durante um determinado período de tempo, possibilitando a separação dos óleos e gorduras

contidos na fase líquida. A ligação à bacia principal faz-se através de três caixas basais sifonadas com 0,50m de altura.



Figura 4.9 - Tanque separador de óleos e gorduras da bacia 3

### **Bacia de decantação**

Ocupa o maior volume da bacia 3 e permite a remoção de poluentes (matéria orgânica, azoto, fósforo, metais pesados e HC) por sedimentação e por sorção e filtração na camada de areia colocada na zona basal. O tempo de retenção nesta bacia terá de ser suficiente para que as partículas sólidas se possam depositar no fundo, tipicamente entre 3h e 6h, de acordo com Barbosa (1999).

É construída em terra, com 2,5 m de altura com taludes interiores a 1/2 (V/H), taludes exteriores de escavação a 1/1,5 (V/H) e taludes exteriores de aterro a 1/2 (V/H), sendo a impermeabilização assegurada através de uma geomembrana em polietileno de alta densidade (PEAD) com uma espessura mínima de 1 mm, como se pode observar na Figura 4.10. Na zona basal, encontra-mos um geotêxtil sobre a geomembrana, no qual assenta uma camada de areia com 10 cm onde se depositam os sedimentos. Esta camada de areia deverá ser substituída todos os anos.



Figura 4.10 - Zona de decantação da bacia 3

### **Descarregador de saída**

O descarregador de saída inclui um orifício de 0,15m x 0,15m e um poço em betão armado com 2,5 m de altura, por 1 m de largura interior. O orifício de saída está localizado a 2 m de altura para evitar o galgamento do coroamento. A sensivelmente 0,5 m do fundo do poço, está instalado um orifício com 0,2 m de diâmetro que permite o esvaziamento da bacia para limpeza, mantendo o seu nível interno a cerca de 0,5m, e cuja abertura é controlada por uma válvula de manobra manual, como apresentado na Figura 4.11. Existe ainda um coletor de saída que faz a ligação entre esta caixa e a linha de água recetora e que está localizado a cerca de 0,5 m do fundo do poço.



Figura 4.11 - Poço de saída da bacia 3

#### **Descarregador de segurança**

Este descarregador é composto por um canal em betão armado, colocado a 2,5 m de altura em relação ao fundo da bacia, permitindo o escoamento das águas nas situações em que a bacia não comporte o caudal afluente, evitando o galgamento do coroamento, como se pode observar na Figura 4.12. Trata-se de um descarregador de emergência para chuvadas de grande intensidade e duração, que podem levar caudais elevados à bacia 3.



Figura 4.12 - Descarregador de segurança da bacia 3

## 4.4 Plano de monitorização

### 4.4.1 Levantamento de dados da área drenante à bacia 3

A primeira fase do trabalho consistiu na coleta de dados sobre o projeto da bacia, as áreas da bacia hidrográfica (solo, taludes e faixa de rodagem) que contribuem para o escoamento superficial que vai dar à bacia, os valores de precipitações mensais anteriores a 2006, as datas e locais de amostragem, as medições de nível registados à entrada da bacia, e os valores dos parâmetros físicos-químicos analisados para cada ponto de amostragem.

De acordo com o projeto da bacia 3 (Silva *et al.*, 2004), os critérios tomados para o seu dimensionamento foram os seguintes:

- Troço a tratar: km 3+375 ao km 3+825 (lado esquerdo da plataforma)
- Chuvada uniforme com 6 horas
- Largura da plataforma: 12,5 m
- Área drenante de faixa: 1 410 m<sup>2</sup>
- Área drenante de taludes: 5 493 m<sup>2</sup>

Albuquerque (2006) fez uma primeira caracterização da área, tendo-se focado, inicialmente, nas bacias 3 e 4, e estimado as áreas de drenagem de solo, taludes e faixa, de acordo com o apresentado na Figura 4.13 e Tabela 4.1. Os valores que obteve para as áreas de drenagem e escoamento, permitiram-lhe estimar o volume necessário para a bacia 3, tendo em atenção a precipitação observada no local durante o estudo. Por fim, confrontou os resultados com os de projeto e concluiu que a bacia 3 estava subdimensionada.

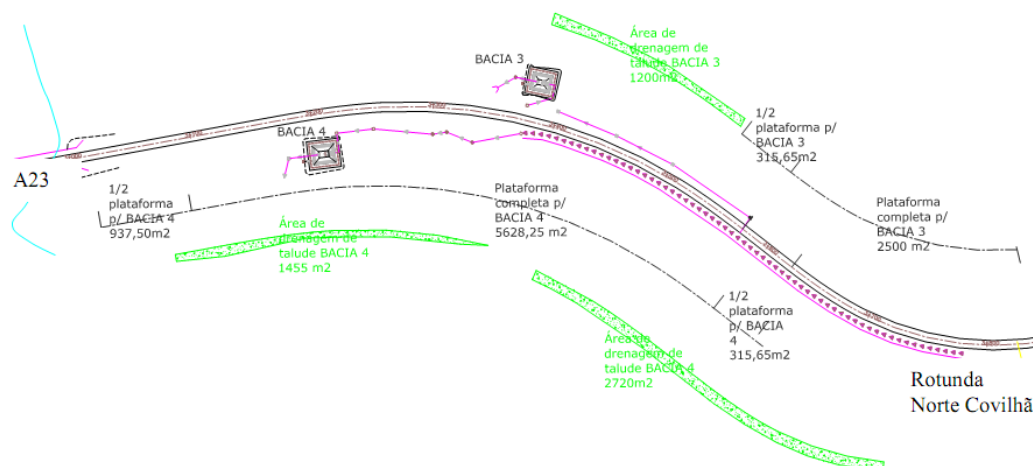


Figura 4.13 - Áreas drenantes para as bacias 3 e 4 consideradas em 2006 (Albuquerque, 2006)

Tabela 4.1 - Síntese dos valores totais das áreas drenantes para as bacias 3 e 4 consideradas em 2006 (Albuquerque, 2006)

	Faixa (m <sup>2</sup> )	Taludes e solo (m <sup>2</sup> )	Total (m <sup>2</sup> )	Percentagem de faixa (%)	Percentagem de taludes e solo (%)
Bacia 3	2 816	1 200	4 016	70	30
Bacia 4	6 881	4 175	11 056	62	38

Albuquerque (2006) admitiu que as duas bacias tinham características semelhantes, que também eram semelhantes às apresentadas pelas bacias 1 e 2, optando por selecionar para monitorização a bacia 3, sendo esta a que apresentava uma maior área contributiva percentualmente a nível da faixa de rodagem, justificando a escolha com o facto de a maior parte dos poluentes presentes nas AEE se encontrarem depositados sobre a faixa de rodagem, daí a escolha para o estudo ter recaído sobre a bacia 3 em detrimento da bacia 4.

As áreas, caudal escoado e volume necessário para a bacia 3 apuradas por Silva *et al.* (2004), em projeto, e por Albuquerque (2006), na monitorização de 2006, vão ser comparadas com uma nova medição das áreas de drenagem da bacia hidrográfica afeta à bacia 3, que foi realizada a partir da delimitação da bacia hidrográfica sobre a planta de localização do projeto de execução, tendo esta como base extratos digitais da carta militar da zona e de ortofotos recentes, fornecidos pela SCUTVIAS, após visita ao local. Como ferramenta de auxílio para a realização das novas medições, foi utilizado o *software* de desenho assistido por computador, *AutoCad 2011*.

A partir das áreas drenantes medidas, selecionaram-se os coeficientes de escoamento apropriados para o solo e faixa com base nos valores sugeridos por Chow *et al.* (1988) e Brandão *et al.* (2001), bem como os coeficientes associados à precipitação apresentados por Matos e Silva (1986) para as curvas de intensidade-duração-frequência (IDF) que serviram de

base para os cálculos de Silva *et al.* (2004). Estes valores permitiram determinar o escoamento para as condições de projeto, bem como a capacidade necessária para a bacia 3. Os resultados encontrados serão confrontados com os obtidos anteriormente por Silva *et al.* (2004) e por Albuquerque (2006).

Após inspeção local, suspeitou-se que a bacia 3 poderia ter dimensões diferentes das que estão definidas em projeto (Silva *et al.*, 2004) e que foram utilizadas por Albuquerque (2006) no primeiro estudo. Assim, entendeu-se ser oportuno fazer um levantamento das dimensões de todos os órgãos da bacia 3, que serão de grande utilidade, quer para a confrontação dos resultados apresentados por Silva *et al.* (2004) e por Albuquerque (2006), quer para a avaliação dos resultados do Plano de Monitorização que se descreve no próximo ponto.

#### **4.4.2 Monitorização de chuvadas**

O plano de monitorização foi efetuado entre o ano de 2006 e 2007 e envolveu a monitorização de cerca de duas dezenas de chuvadas de maior intensidade e duração, tendo sido efectuadas medições de nível do escoamento afluente à bacia 3 pelo sistema de drenagem. Durante as chuvadas foram recolhidas amostras líquidas à entrada, no interior e saída da bacia 3, bem como na ribeira de Corges (num ponto a jusante da descarga dos efluentes da bacia 3), como apresentado na Figura 4.14.

Para a medição de caudal, instalou-se um medidor de nível ultrassónico *HydroRanger Plus* (Figura 4.15) com um sistema de aquisição de dados DAS 8000 (no ponto 1 da Figura 4.14) sobre um descarregador do tipo *Bazin*, instalado numa valeta de 0,6 m de diâmetro, como apresentado na Figura 4.16. A Eq. (4.1) apresenta a lei de vazão que permite estimar o caudal a partir das medições de nível (H) e das características do descarregador (Quintela, 2000).

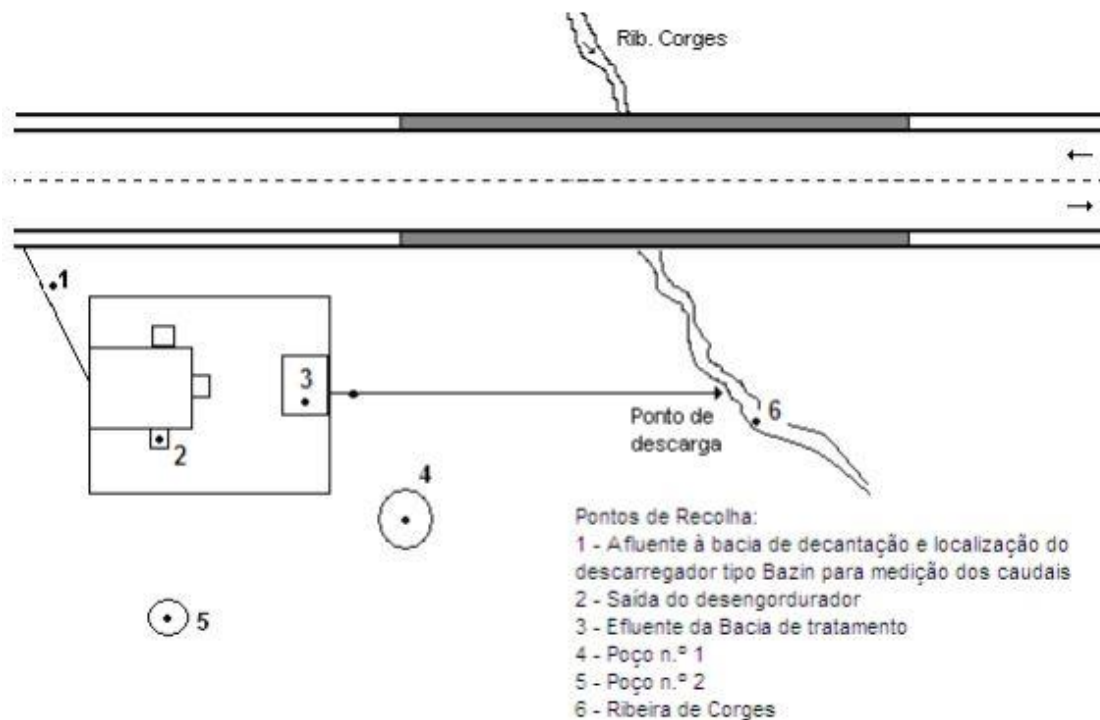


Figura 4.14 - Pontos de amostragem para a campanha de monitorização da bacia 3 (Albuquerque, 2006)

Em cada chuvada, foi registado o nível (H) no ponto 1 e foram recolhidas amostras nos pontos 1, 2, 3 e 6 da Figura 4.14, (sempre que possível) para os períodos de tempo 0 min, 10 min, 20 min, 30 min, 40 min, 55 min, 1 h e 10 min, 1 h e 40 min, 2 h 10 min, 3 h e 10 min, 4 h e 10 min, 5 h e 10 min, 6 h e 10 min e 7 h e 10 min (tempo final de amostragem). Para cada amostra determinaram-se os seguintes parâmetros: condutividade, pH, temperatura, OD, SST, CQO, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, Cr, Cu, Zn, O&G e HAP.

Na Figura 4.14, são ainda assinalados dois poços que foram objeto de duas campanhas de monitorização no âmbito do Plano de Monitorização Ambiental da A23 (Albuquerque e Carvalho, 2005a e 2005b), mas que não vão ser analisados neste estudo.

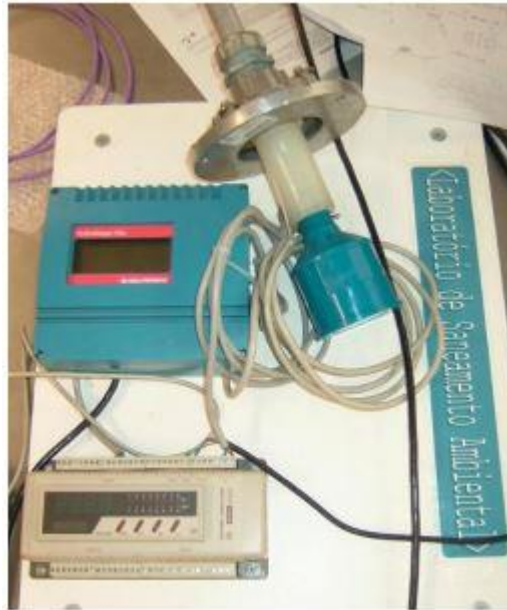


Figura 4.15 - Medidor de nível ultrassônico *HydroRanger Plus*



Figura 4.16 - Descarregador do tipo *Bazin* instalado na valeta de ligação à bacia 3 (Albuquerque, 2006)

$$Q = Cb\sqrt{g}H^{3/2} \quad (\text{Eq. 4.1})$$

Sendo  $Q$  o caudal descarregado ( $m^3/s$ ),  $C$  o coeficiente de vazão (sendo aconselhado pela bibliografia o valor de 0,40),  $b$  a largura do descarregador (m),  $g$  a aceleração da gravidade (aproximadamente  $9,81 m/s^2$ ) e  $H$  a altura de água no descarregador.

Para a recolha de amostras líquidas no ponto 1, utilizou-se um amostrador programável SIGMA 9000 com recolha automática de 500 ml de amostra, apresentado na Figura 4.17.



Figura 4.17 - Amostrador Sigma 9000 instalado à entrada da bacia

As amostras líquidas foram recolhidas em frascos de plástico (Figura 4.18) e enviadas no mesmo dia para o laboratório de análises de águas do Centro Tecnológico das Industrias Têxtil e de Vestuário de Portugal (CITEVE) situado na Covilhã, para determinação de Cr, Cu, Zn, O&G e HAP.

O pH, temperatura, condutividade e OD foram medidos localmente através das sondas Sentix 41, Oxycal SL e TetraCon 325 ligados a um medidor multiparamétrico Multiline P4 (todos da WTW).

O  $N-NH_4$  foi avaliado através de eléctrodo ORION™ (método potenciométrico), enquanto a determinação de  $N-NO_3$  foi realizada com base na reacção colorimétrica com 2,6 - dimetilfenol, de acordo com o especificado na norma DIM 38 405-09-2. A CQO foi determinada pelo método do refluxo aberto, enquanto os SST foram determinados por gravimetria. A avaliação destes parâmetros realizou-se no Laboratório de Saneamento Ambiental do DECA-UBI, de acordo com métodos definidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WEF, 1999).



Figura 4.18 - Ilustração das amostras colhidas numa das campanhas de 2006

Para melhor avaliar a capacidade da bacia 3 e confrontar valores de precipitação com os volumes de escoamento medidos, recolheram-se ainda as precipitações diárias no posto udométrico da Covilhã (12L/03G), para o período de 2006 a 2012.

De todas as campanhas monitorizadas em 2006, apenas 8 se apresentam com valores de medição de nível e para os parâmetros físicos-químicos referidos em cada ponto e para cada tempo de amostragem. Assim, a discussão de resultados do Capítulo 5 será realizada com as campanhas de 16 de janeiro, 19 de fevereiro, 24 de março, 22 de abril, 4 de maio, 23 de setembro, 25 de outubro e 16 de novembro.

## Capítulo 5

# Avaliação do funcionamento hidráulico-sanitário da bacia de detenção do acesso Covilhã Norte à A23

### 5.1 Área da bacia hidrográfica de drenagem

Após a análise das áreas da bacia hidrográfica de drenagem consideradas no projeto de Silva *et al.* (2004) e no estudo de Albuquerque (2006), constatou-se que os valores eram diferentes, decidindo-se assim delimitar as áreas drenantes reais, por inspeção local e com utilização de cartografia atualizada. As áreas consideradas apresentam-se na Figura 5.1 enquanto a Tabela 5.1 compara os valores medidos atualmente com os de projeto e do estudo de 2006.

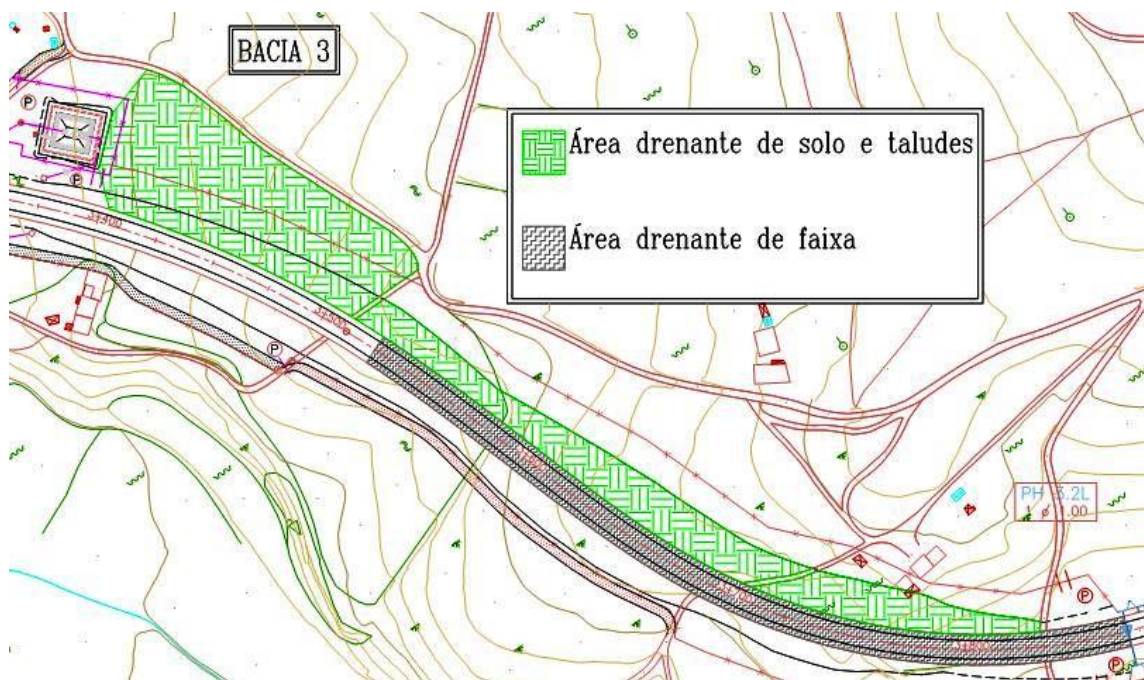


Figura 5.1 - Áreas drenantes para a bacia 3

Tabela 5.1 - Áreas de drenagem superficial para a bacia 3

Fonte	Área de faixa (m <sup>2</sup> )	Área de solo (m <sup>2</sup> )	Área total (m <sup>2</sup> )
Medição atual	4 275	10 097	14 372
Monitorização de 2006 (Albuquerque, 2006)	2 816	1 200	4 016
Projeto (Silva <i>et al.</i> , 2004)	1 410	5 493	6 903

Os resultados mostram claramente que as áreas de drenagem, quer de faixa de rodagem, quer de solo, foram subavaliadas em projeto e também no estudo de 2006. A variação em relação aos valores de projeto é justificada pela movimentação de terras durante a construção que levou à alteração da geometria e inclinação do solo e taludes, resultando num aumento de 52% da área total de drenagem (mais cerca de 67% em área de faixa e mais cerca de 46% em área de solo), em relação aos valores agora apurados.

Relativamente à área de faixa de rodagem, de acordo com a memória descritiva do projeto, a bacia 3 estaria destinada a receber AEE referentes ao lado esquerdo da plataforma, desde o km 3+375 ao km 3+825, considerando para tal 12,5 m de largura de plataforma. No entanto, o troço considerado apresenta duas sobrelevações, uma entre o km 3+375 e o km 3+500, na parte esquerda da plataforma, que impossibilita o escoamento de AEE para o sistema de intersecção e transporte que está associado à bacia 3; outra, após a curva de transição existente, a partir do km 3+525, que é oposta à anterior, isto é, do lado direito da plataforma, sendo aqui possível a escorrência das AEE provenientes da precipitação para a valeta de plataforma existente ao longo do lado esquerdo da berma da via, que por sua vez a encaminhará diretamente para a bacia de tratamento através da linha azul delimitada na Figura 5.2. Esta sobrelevação aumenta consideravelmente a área de drenagem da faixa de rodagem, passando assim para 4 275 m<sup>2</sup>, entre o km 3+525 e o km 3+875, e pode não ter sido considerada no projeto da bacia, por alteração do perfil da via durante a construção. Albuquerque (2006) detetou que a área de faixa era maior, mas só a estimou em 2 816 m<sup>2</sup>.



Figura 5.2 - Vista do sistema de interceção junto ao ponto 1 (Albuquerque, 2006)

Em relação à área drenante de solo (que inclui a área de taludes), após observação local, conclui-se que é composta por uma área de drenagem de solo agrícola delimitada por um caminho rural, que cria uma cumeada no ponto de maior altitude da zona envolvente à bacia, uma área de taludes contíguos à estrada, pela área do coroamento do talude da bacia de detenção 3 e, finalmente, pela área de taludes que se encontra abaixo de um sistema de transporte e interceção de águas (valetas), que tem como destino um outro ponto de descarga que não a bacia de tratamento em estudo.

Depois de várias visitas ao local, foi perceptível existirem, ao longo dos taludes contíguos à faixa de rodagem, dois sistemas de interceção de AEE distintos, um a uma cota superior à via, outro à cota da faixa de rodagem. Este segundo sistema é o que recebe as AEE provenientes do patamar inferior dos taludes e os encaminha para a bacia 3, através das valetas de plataforma que o constituem, enquanto o sistema superior encaminha as AEE provenientes do talude, para a bacia 4. Desta forma, a área total de solo perfaz 10 097 m<sup>2</sup>. Albuquerque (2006) apresenta uma área de solo muito menor (1 200 m<sup>2</sup>) porque apenas estimou as áreas de talude que estão no encaminhamento do sistema de drenagem principal, não considerando as restantes áreas de solo da bacia que, efetivamente, causam escoamento para a bacia 3.

As áreas drenantes efetivas (ou áreas efetivas de escoamento) foram estimadas através da multiplicação das áreas totais pelos coeficientes de escoamento, que têm em atenção a infiltração de acordo com o tipo de solo. De acordo com Chow *et al.* (1988), o coeficiente de escoamento para faixa de rodagem é de 0,90 enquanto o mais apropriado para solos com vegetação e taludes é de 0,40. Estes valores são diferentes dos considerados por Albuquerque (2006), em especial para o solo, que tomou o valor de 0,25, uma vez que considerou que esta parte da bacia hidrográfica era constituída por solo sem vegetação (só considerando a parte respeitante a taludes), o que não é verdade, dado que a maioria da área de solo tem vegetação. Os resultados para as áreas drenantes efetivas são apresentados na Tabela 5.2. De

realçar que Silva *et al.* (2004) não utilizou coeficientes de escoamento para as áreas apuradas, tendo considerado que estas eram as áreas efetivas totais de escoamento, o que contradiz as práticas de projeto de drenagem.

Verifica-se assim uma diferença de cerca de 983 m<sup>2</sup> entre as áreas agora apuradas e as consideradas em projecto.

Tabela 5.2 - Áreas drenantes efetivas após aplicação dos coeficientes de escoamento

Tipo de área de drenagem	Área total (m <sup>2</sup> )	Coeficiente de escoamento	Área efetiva de escoamento (m <sup>2</sup> )	Área efetiva total de escoamento (m <sup>2</sup> )
Faixa	4 275	0,90	3 847	7 886
Solos	10 097	0,40	4 038	

## 5.2 Avaliação do escoamento superficial e da capacidade da bacia 3

Como as áreas apuradas são diferentes, o volume de AEE escoado para bacia 3 é diferente do considerado quer por Silva *et al.* (2004), quer por Albuquerque (2006), assim sendo decidiu-se reavaliar, quer o volume teórico escoado para a bacia 3, quer a sua capacidade de detenção, tendo em atenção os critérios tomados para o seu dimensionamento em Silva *et al.* (2004), nomeadamente um período de retorno (D) de 2 anos, uma duração de precipitação de 6h (t) e um tempo de detenção hidráulico (TDH) na bacia 3 de 3h.

De acordo com a Figura 3.2 (Matos e Silva, 1986), verifica-se que a área de estudo se encontra dentro da zona pluviométrica C, tendo o valor de I sido calculado pela Eq. (3.2), considerando  $a = 243,26$  e  $b = 0,577$  e resultado em 8,15 mm/h, a que corresponde uma precipitação total de 48,9 mm, para 6h de chuvada. O volume teórico afluyente à bacia foi estimado pela Eq. (3.1) tendo dado aproximadamente  $Q = 386 \text{ m}^3$ , para a chuvada de 6h e a área efetiva total de drenagem de 7 886 m<sup>2</sup>.

Neste ponto encontra-se a primeira diferença entre os valores utilizados em projeto e tomados posteriormente por Albuquerque (2006). No cálculo de I da Eq.(3.2), Silva *et al.* (2004) considerou a área de estudo dentro da zona pluviométrica A (Figura 3.2), o que levou à utilização de diferente valores de  $a$  e  $b$  e à obtenção de um valor de 41 mm e à estimativa de uma capacidade de detenção de 142,5 m<sup>3</sup> para a bacia 3, considerando um TDH de 3h. Este valor foi considerado por Albuquerque (2006) e Barbosa e Fernandes (2008) como sendo elevado, mas tendo por base 3 critérios apresentados por Leitão *et al.* (2005) que consideram valores de I e t mais baixos, sem ter sido avaliada a real capacidade de detenção e tratamento da bacia. Aplicando o mesmo procedimento de cálculo de Silva *et al.* (2004), para

o escoamento estimado neste estudo, a bacia 3 necessitaria de uma capacidade de 197 m<sup>3</sup> para a detenção da maioria das chuvadas com menos de 48,9 mm e uma duração de 6h.

No entanto, após as visitas efetuadas no decorrer deste estudo à bacia 3 suspeitou-se que as suas dimensões, e conseqüentemente a sua capacidade, poderiam ser diferente dos valores apresentados em projeto e tomados no estudo de 2006. Assim, após medição local determinaram-se as dimensões apresentadas na Figura 5.3, que são mais pormenorizadamente apresentadas em 3 peças desenhadas apresentadas no Anexo 1, tendo-se imediatamente constatado que eram diferentes das apresentadas no projeto de Silva *et al.* (2004).

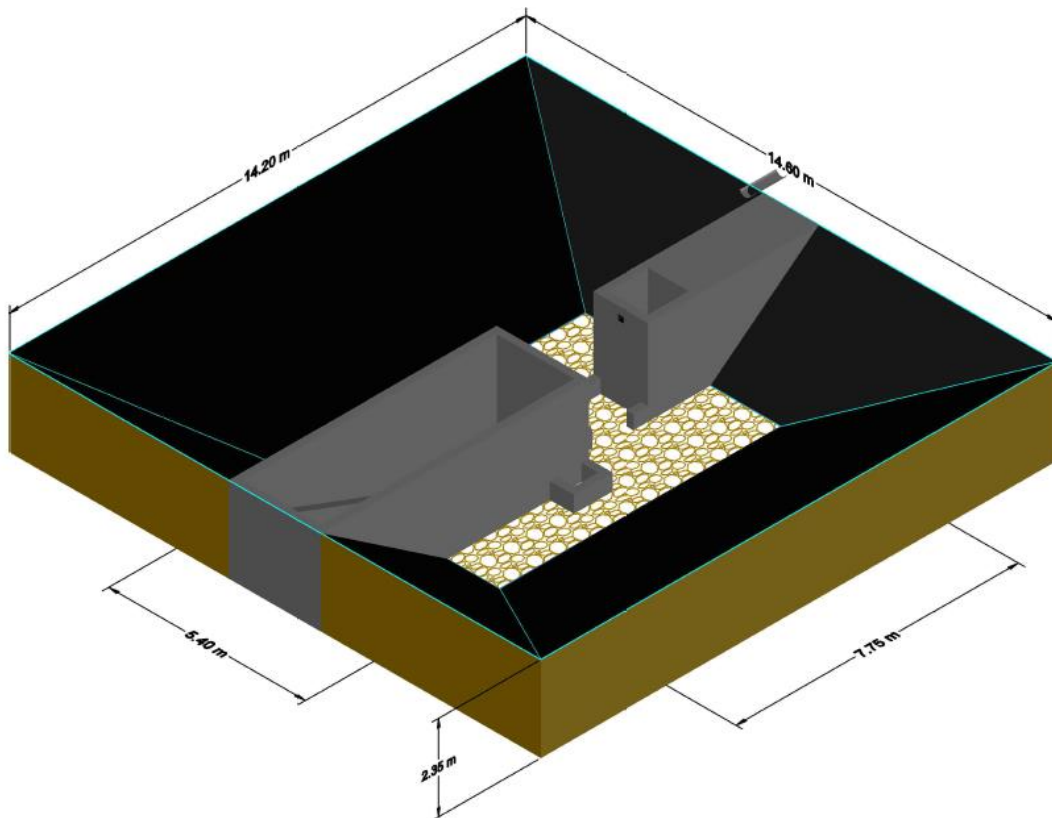


Figura 5.3 - Dimensões reais da bacia 3

A bacia tem uma altura total de 2,35m, correspondendo a cota de 2m ao descarregador de saída e 2,35m ao descarregador de segurança. No que respeita à área superficial líquida da bacia, o valor total à altura de 2m é 13,13m x 13,14m = 172,6 m<sup>2</sup>, as áreas correspondentes ao desengordurador e obra de saída são de 7,35m x 2,53m = 4,82 m<sup>2</sup> e 1,52m x 1,52m = 2,3 m<sup>2</sup>, respetivamente, obtendo-se assim uma área útil líquida de 165,6 m<sup>2</sup>. Tendo em atenção a sua altura total, o volume total da bacia é de 340 m<sup>3</sup>, sendo 8,5 m<sup>3</sup> e 8,6 m<sup>3</sup> correspondentes ao desengordurador e obra de saída, respetivamente, obtendo-se assim um volume útil total

para decantação de 322 m<sup>3</sup>. Tomando em consideração que o descarregador de saída se encontra localizado a 2 m de altura, o volume útil de detenção é de 232 m<sup>3</sup>.

Constata-se que o construtor alterou as dimensões da bacia 3, sobredimensionando o seu volume para mais de 1,6 vezes o volume sugerido no projeto (que era de 142,5 m<sup>3</sup>) e cerca de mais de 1,2 vezes do valor necessário, de acordo com a correção de cálculo efetuada neste estudo (onde se obteve 197 m<sup>3</sup>), sem que este dado fosse conhecido pela concessionária da exploração da estrada. Estes dados vêm introduzir importância acrescida a este estudo, pois, se os resultados da campanha de monitorização tivessem sido analisados anteriormente, provavelmente teria sido utilizado o volume de projeto, como aliás foi feito por Albuquerque (2006), na avaliação do funcionamento hidráulico-sanitário da bacia com apenas 3 chuvadas.

Desta forma, todas as chuvadas que caem na área drenante de solo e faixa de 7 886 m<sup>2</sup>, e que provoquem um escoamento total até 232 m<sup>3</sup>, são retidas até à próxima chuvada, garantindo-se a remoção da maioria dos poluentes. Para chuvadas que gerem um escoamento superior, haverá risco de saída de poluente, e eventual impacto negativo do meio receptor, a não ser que se garanta um TDR mínimo de 3h, o que equivale a caudais afluentes inferiores a 77,3 m<sup>3</sup>/h (ou 21,5 L/s).

Tendo em conta a área efetiva total de escoamento (7 886 m<sup>2</sup>) e o atual volume útil de retenção da bacia 3 (232 m<sup>3</sup>), verifica-se que esta apenas pode reter na totalidade as chuvadas com uma duração de 6h que apresentem uma intensidade de precipitação até 29,4 mm. Para precipitações acima desta intensidade e com mais de 6h de duração, a bacia não garante a detenção de poluentes de forma eficiente, a não ser que o TDH médio seja de 3h.

Após análise dos valores de precipitação total diária, relativos ao espaço temporal compreendido entre janeiro de 2007 e março de 2012, obtidos a partir do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), referentes à estação da Covilhã (12L/03G), conclui-se que o seu valor médio é de 8,81 mm/dia. Verifica-se que o valor de 29,4 mm foi excedido em 36 de 509 eventos (*i.e.* em apenas cerca de 7% dos eventos pode ter havido saída poluentes da bacia 3), obtendo-se nos 36 maiores uma precipitação média de 41,6 mm. Estes resultados permitem verificar que a bacia de detenção 3, no que respeita aos critérios para o cálculo do escoamento e dimensionamento de bacias de detenção definidos por IEP (2001), só tem capacidade para reter a totalidade da carga poluente gerada em eventos com I inferior a 29,4 mm e duração até 6h. Para intensidades e durações superiores, a capacidade de tratamento será efetiva se o caudal afluente for inferior a 21,5 L/s.

### 5.3 Avaliação do funcionamento hidráulico-sanitário da bacia de detenção 3

Os resultados das 8 campanhas de monitorização mostram que as chuvadas tiveram durações diferentes, tendo as de duração mais longa atingido cerca de 7h em 16 de janeiro e 25 de outubro. O caudal afluente à bacia 3 no ponto 1 (ver Figura 4.14), para cada chuvada, ao longo do tempo, com medições de nível efetuadas aos tempos de 0 min, 10min, 20min, 30min, 40min, 55min, 1h e 10min, 1h e 40min, 2h 10min, 3h e 10min, 4h e 10min, 5h e 10min, 6h e 10min e 7h e 10min, foi estimado pela Eq.(4.1), apresentando-se a sua variação na Figura 5.4. Para efeitos de comparação, apresenta-se o tempo em horas. Os resultados globais obtidos nas 8 campanhas são apresentados detalhadamente no Anexo II.

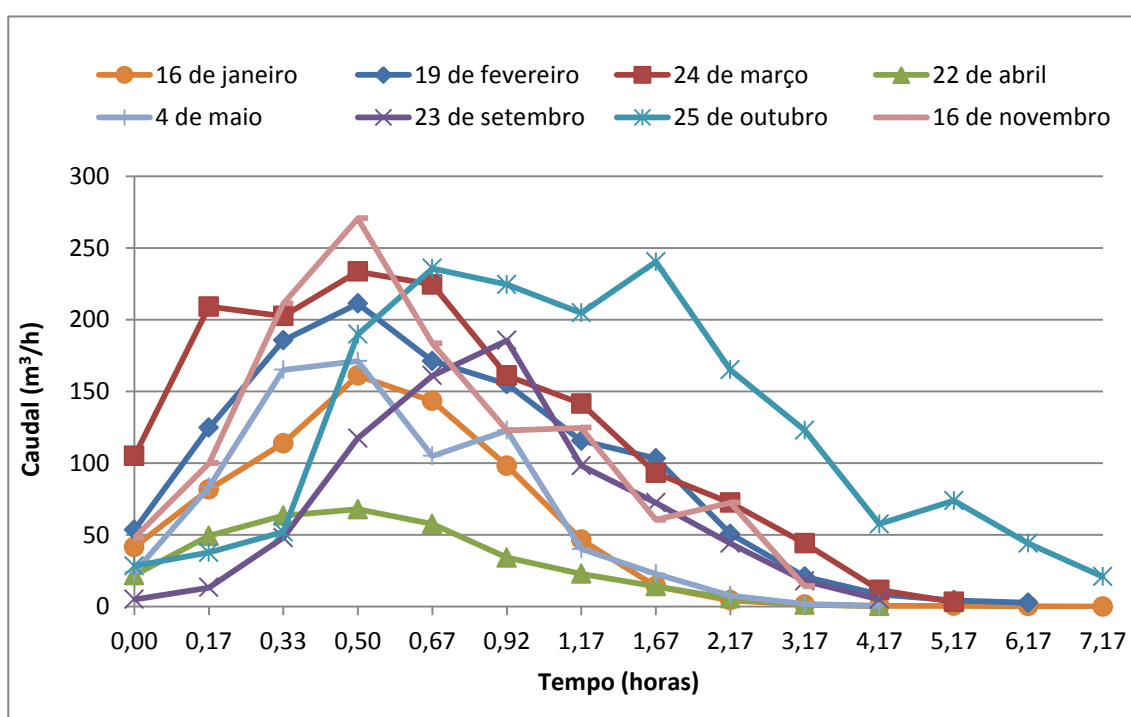


Figura 5.4 - Variação do caudal ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

Os registos de caudal em cada chuvada mostram que, em 4 eventos (19 de fevereiro, 24 de março, 25 de outubro e 16 de novembro), o valor médio foi de 25,8 L/s, 34,8 L/s, 33,7 L/s e 33,6 L/s, superiores ao valor médio de referência para a retenção de poluentes na bacia, que é de 21,5 L/s. O valor máximo de caudal foi registado, para 6 das chuvadas (16 de janeiro, 19 de fevereiro, 24 de março, 22 de abril, 4 de maio e 16 de novembro), aos 30 minutos de medição, enquanto nas chuvadas de 23 de setembro e 25 de outubro foram registados aos 55min e 1h 40min, respetivamente.

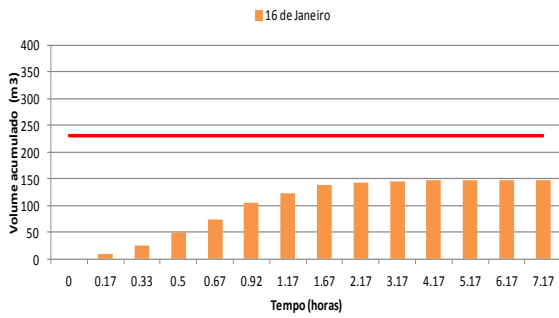
De acordo com os registos de precipitação diária do posto udométrico da Covilhã, apresentados no Anexo VI, a precipitação na bacia hidrográfica nos dias dos eventos foi de 15,8mm, 34,3mm, 42,6mm, 22,2mm, 27mm, 28,1mm, 103,8mm e 76,2mm, para os eventos

de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, setembro, outubro e novembro de 2006, ou seja, nos eventos de fevereiro, março, outubro e novembro foi superior ao valor de referência anteriormente definido como o máximo para que o escoamento da chuva fosse retido na bacia 3, que é de 29,4mm. Assim, verifica-se que das 8 chuvas monitorizadas, que são das de maior intensidade verificadas em 2006, em 4 houve risco de o efluente ser descarregado para a ribeira de Corges durante o evento. Os tempos médios de retenção, naqueles 4 eventos, foram de 2,5h, 1,85h, 1,91h e 1,92h, que são TDH inferiores aos valores referidos internacionalmente (Barbosa, 1999) como adequados a uma boa remoção de poluentes.

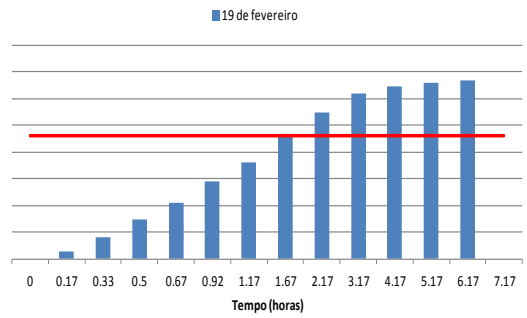
Para melhor avaliar a possibilidade de descarga no meio receptor durante as chuvas, determinou-se o volume acumulado que entrou na bacia, apresentando-se os resultados na Figura 5.5. A linha horizontal indica o volume útil máximo de retenção da bacia 3 (232 m<sup>3</sup>). Verifica-se que o volume acumulado que entrou na bacia 3, para os 4 eventos referidos, excedeu a sua capacidade ao fim de 1h40min. Tendo em atenção que as chuvas tiveram uma duração de, pelo menos, 6h 10min, 5h 10min, 7h 10min e 3h 10min nos eventos de fevereiro, março, outubro e novembro, o risco de descarga de poluentes no meio receptor foi elevado. Sendo assim, para eventos com características semelhantes aos observados naqueles 4, que apresentarem  $I > 29,4$  mm e durações entre 3h e 7h, a bacia 3 não apresenta capacidade de retenção para o volume escoado, podendo descarregar poluentes no meio receptor.

As Figuras 5.6 a 5.18 mostram a variação, para os mesmos períodos de amostragem, dos parâmetros pH, temperatura, condutividade, OD, SST, CQO, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, Cr, Cu, Zn, O&G e HAP. Para efeitos de comparação, apresenta-se o tempo em horas. Os resultados globais obtidos nas 8 campanhas são apresentados detalhadamente no Anexo III.

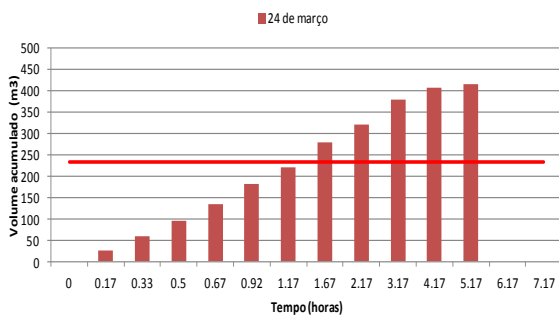
Os valores para o pH não apresentam uma oscilação significativa ao longo da chuva nas 8 campanhas, mantendo-se dentro do intervalo compreendido entre os 7 e os 7,5, com exceção da realizada em novembro na qual atinge um pH próximo dos 8, após a 1h10, que poderá ter sido por erro de medição, uma vez que não houve observação de entrada de qualquer composto que poderia ter elevado o pH. A temperatura da água apresenta uma variação expectável, obtendo-se temperaturas mais baixas na campanha de janeiro, no inverno, e temperaturas mais elevadas na campanha realizada em setembro, pouco tempo depois do final do verão. Os valores obtidos oscilaram entre os 8,8 °C e os 17,6 °C, respetivamente para as campanhas realizadas em janeiro e setembro. Estes valores de pH e temperatura estão dentro do intervalo de valores observado por Barbosa (1999) e Antunes e Barbosa (2005) em estradas nacionais.



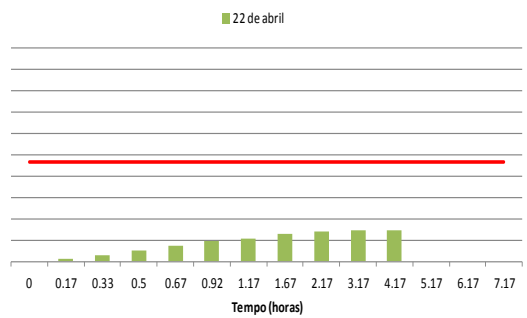
a)



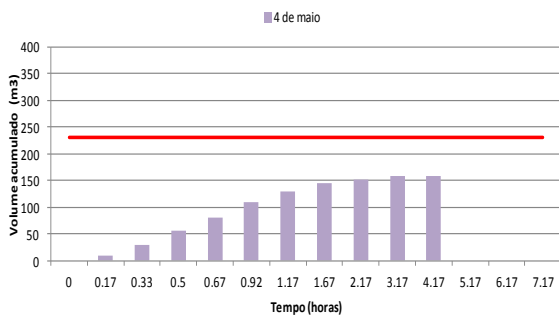
b)



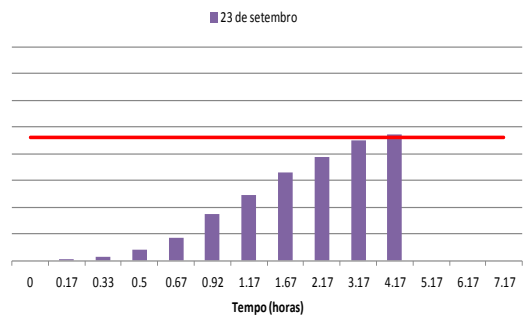
c)



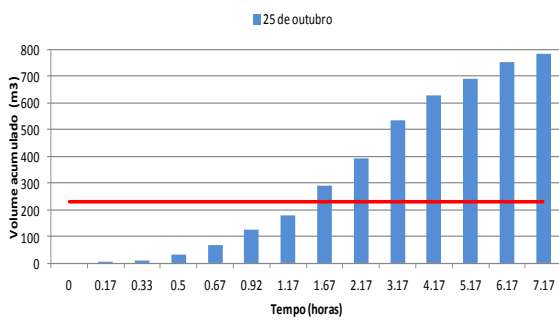
d)



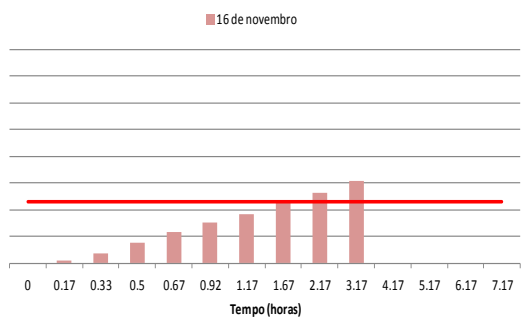
e)



f)



g)



h)

Figura 5.5 - Variação do volume acumulado que entrou na bacia 3 em cada chuvada. a) 26 de janeiro; b) 19 de fevereiro; c) 24 de março; d) 22 de abril; e) 4 de maio; f) 23 de setembro; g) 25 de outubro; h) 16 de novembro.

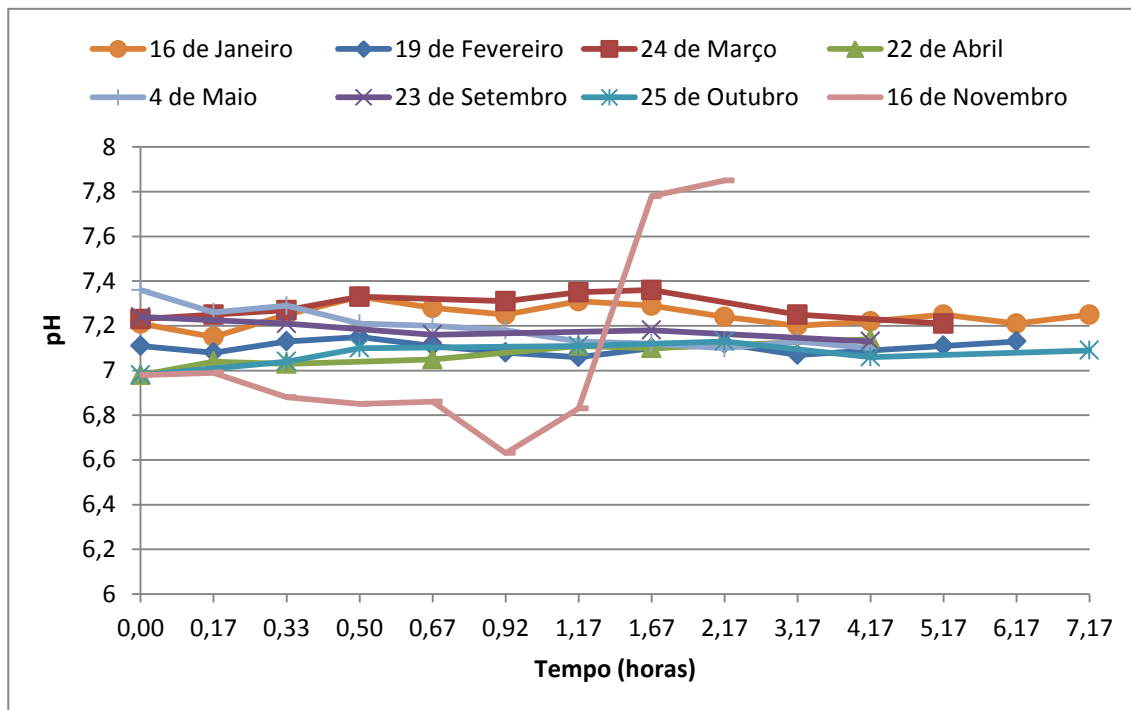


Figura 5.6 - Variação do valor do pH ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

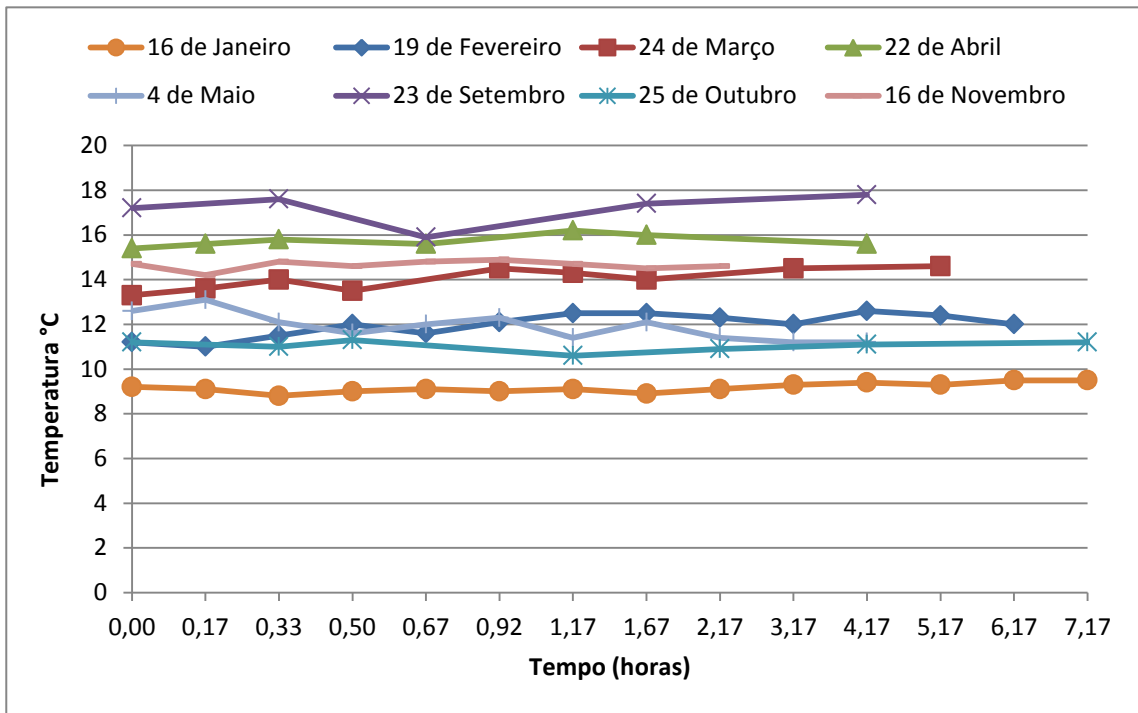


Figura 5.7 - Variação do valor da temperatura ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

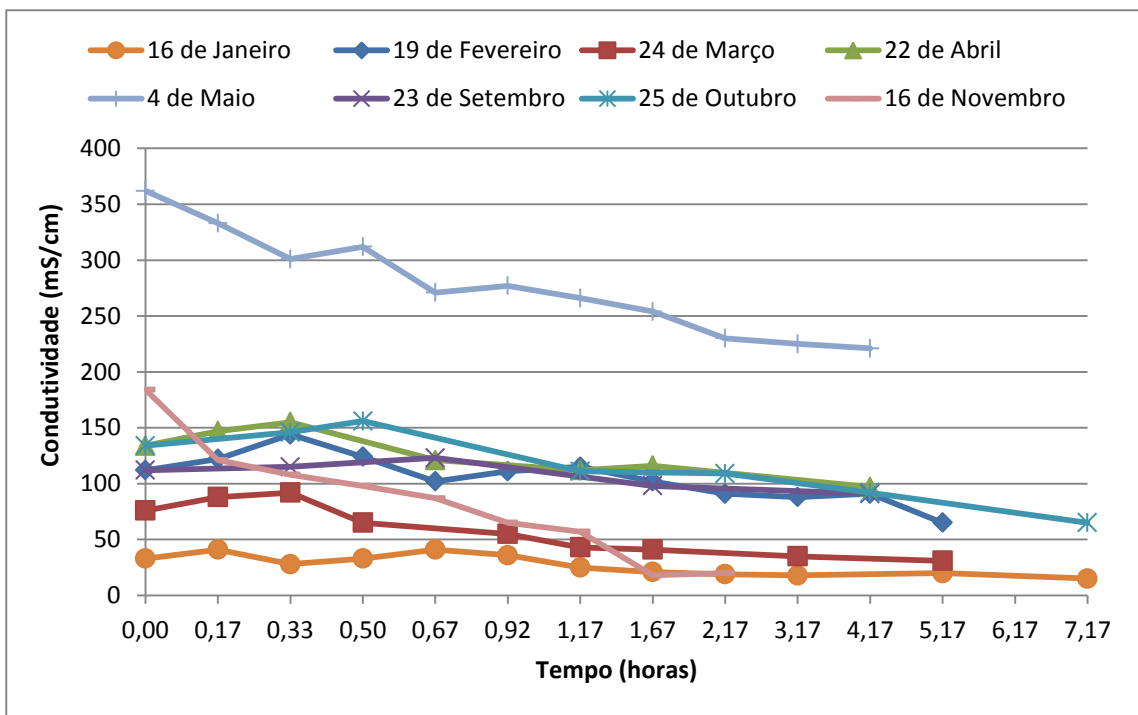


Figura 5.8 - Variação do valor da condutividade ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

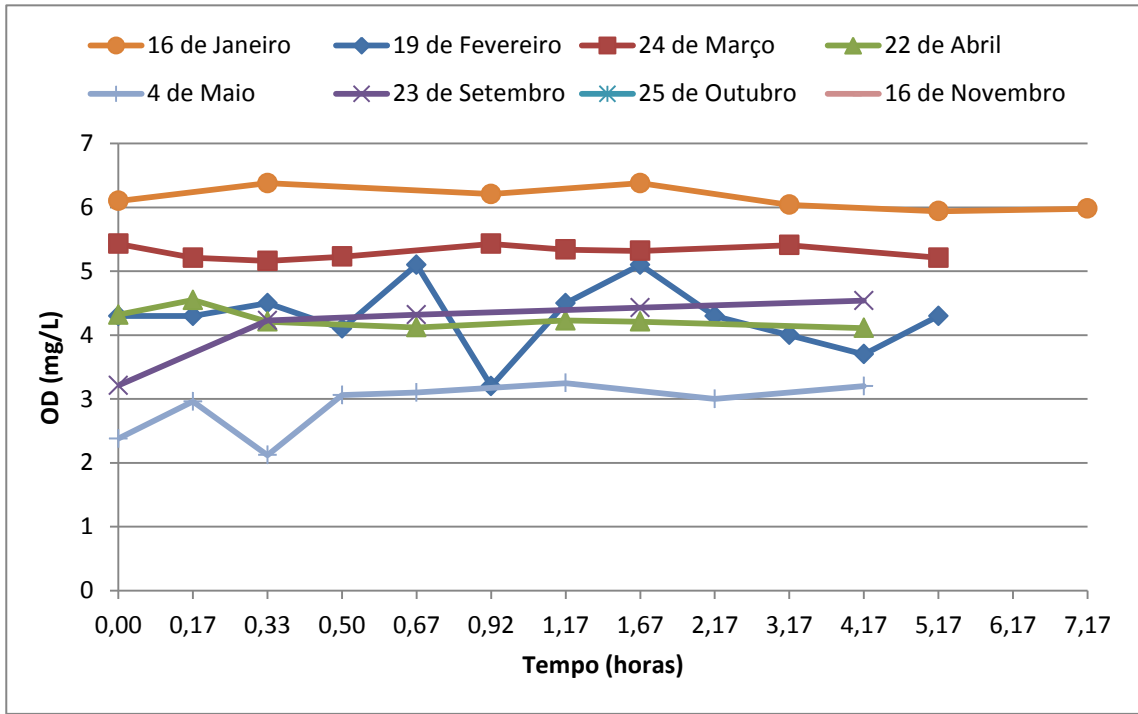


Figura 5.9 - Variação do valor de OD ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

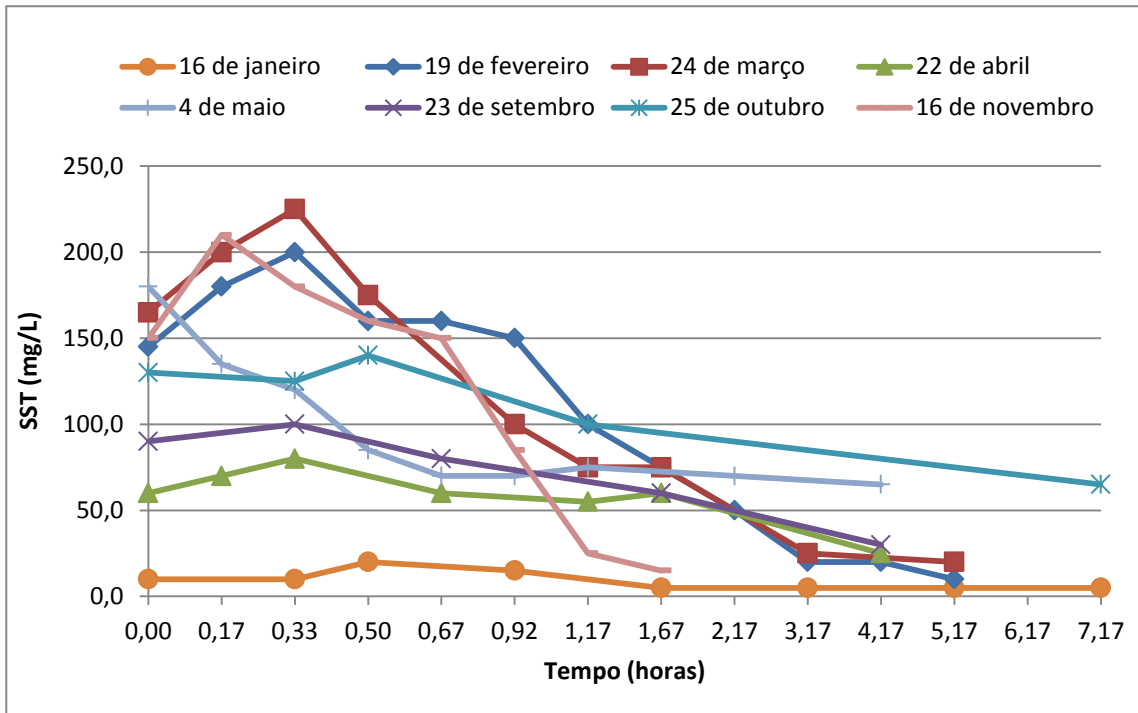


Figura 5.10 - Variação da concentração SST ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

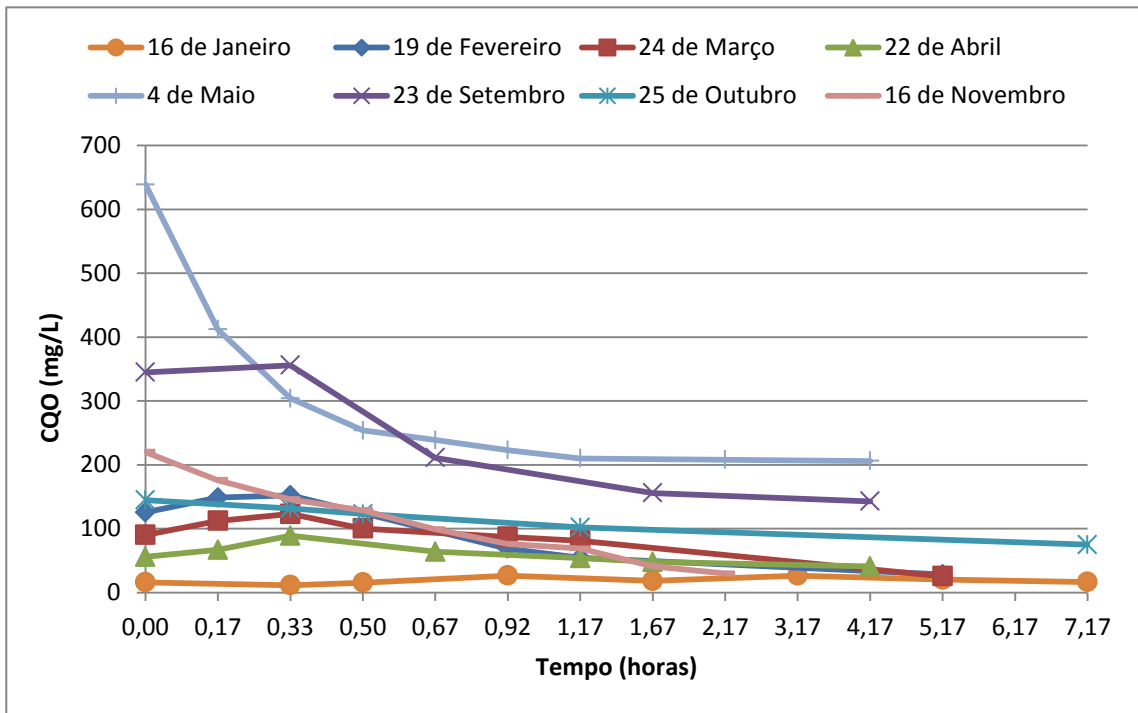


Figura 5.11 - Variação da concentração CQO ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

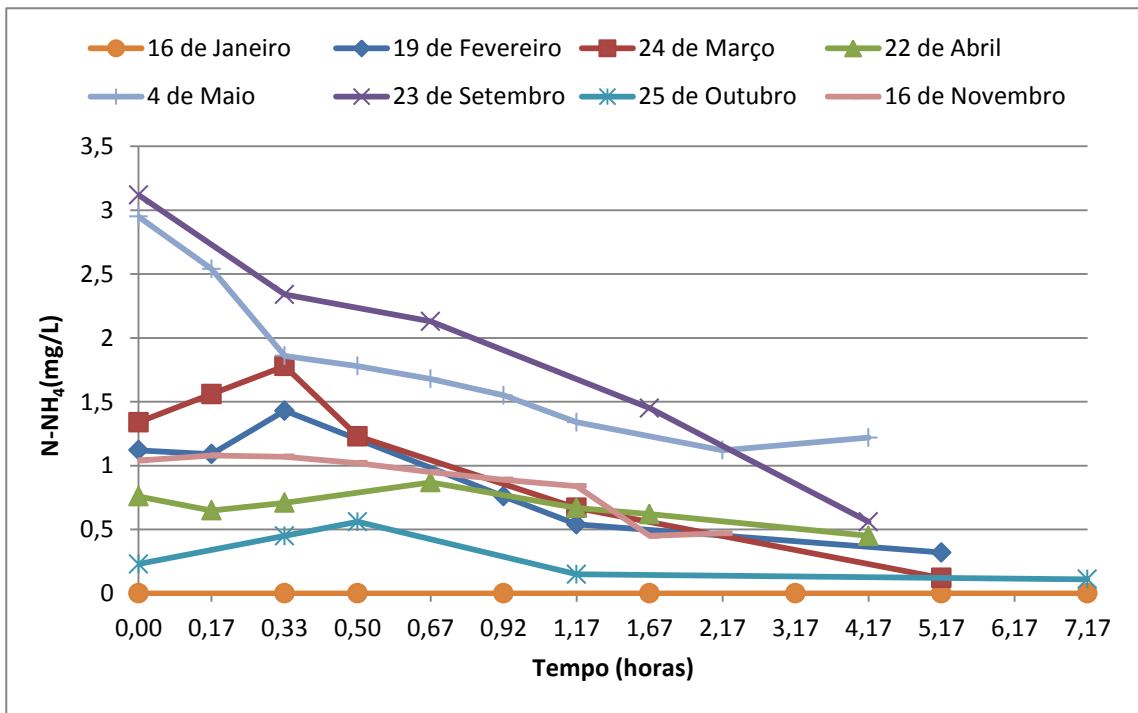


Figura 5.12 - Variação da concentração de N-NH<sub>4</sub> ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

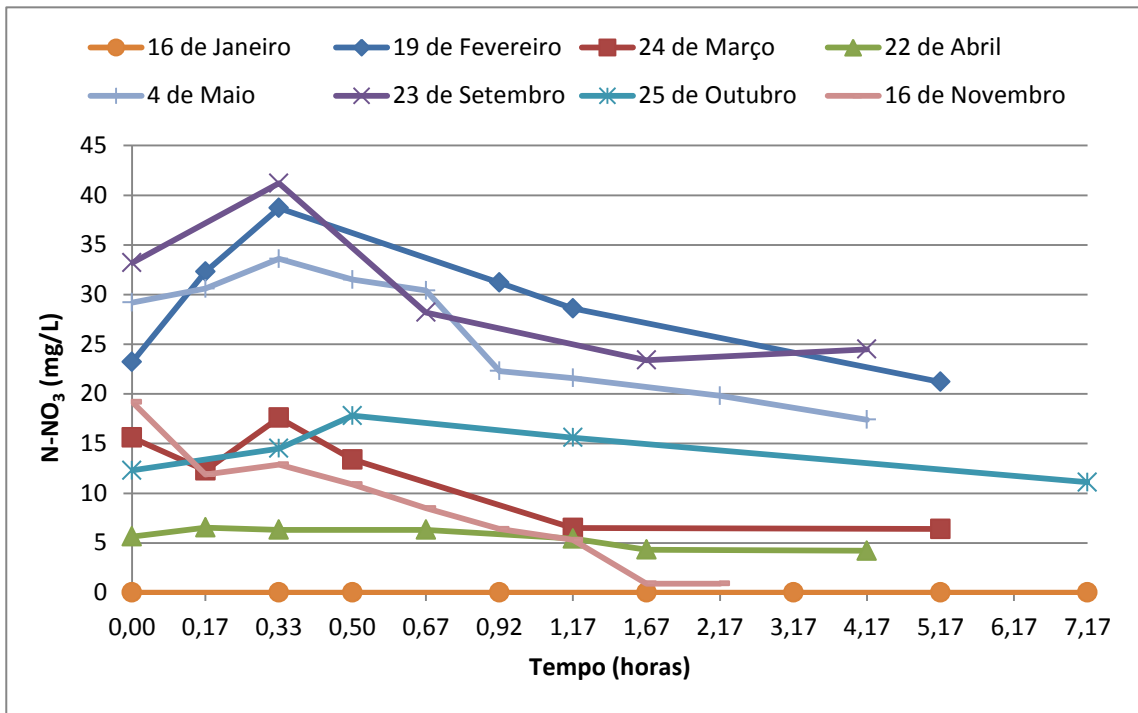


Figura 5.13 - Variação da concentração de N-NO<sub>3</sub> ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

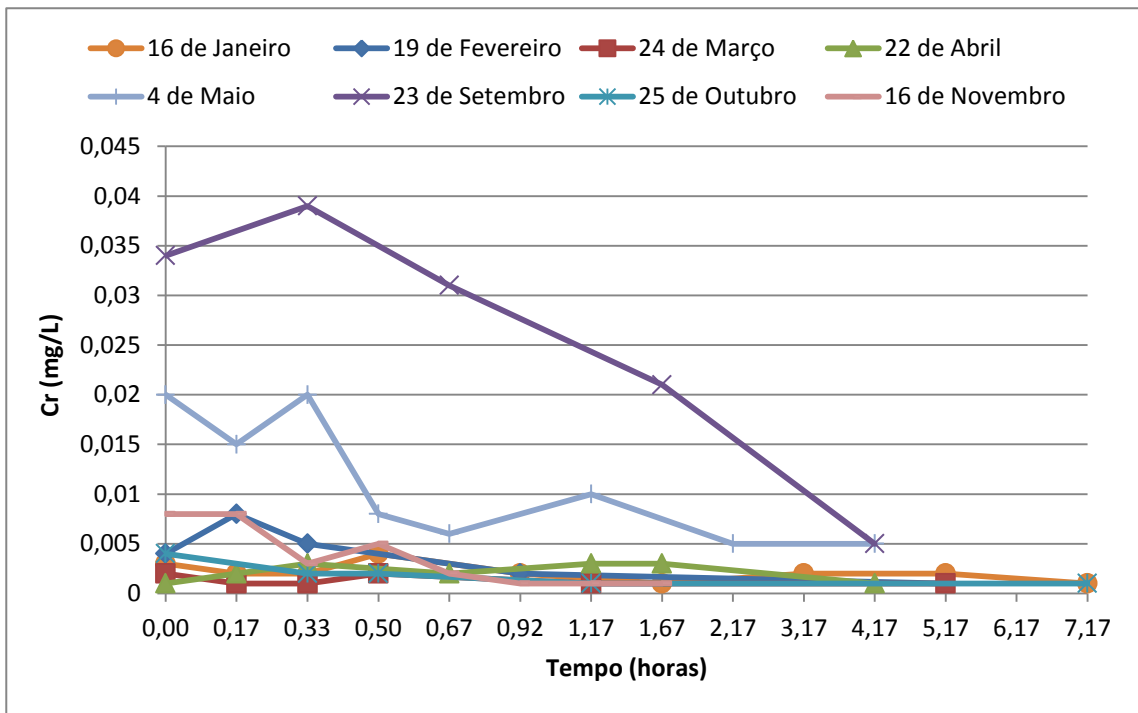


Figura 5.14 - Variação da concentração de Cr ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

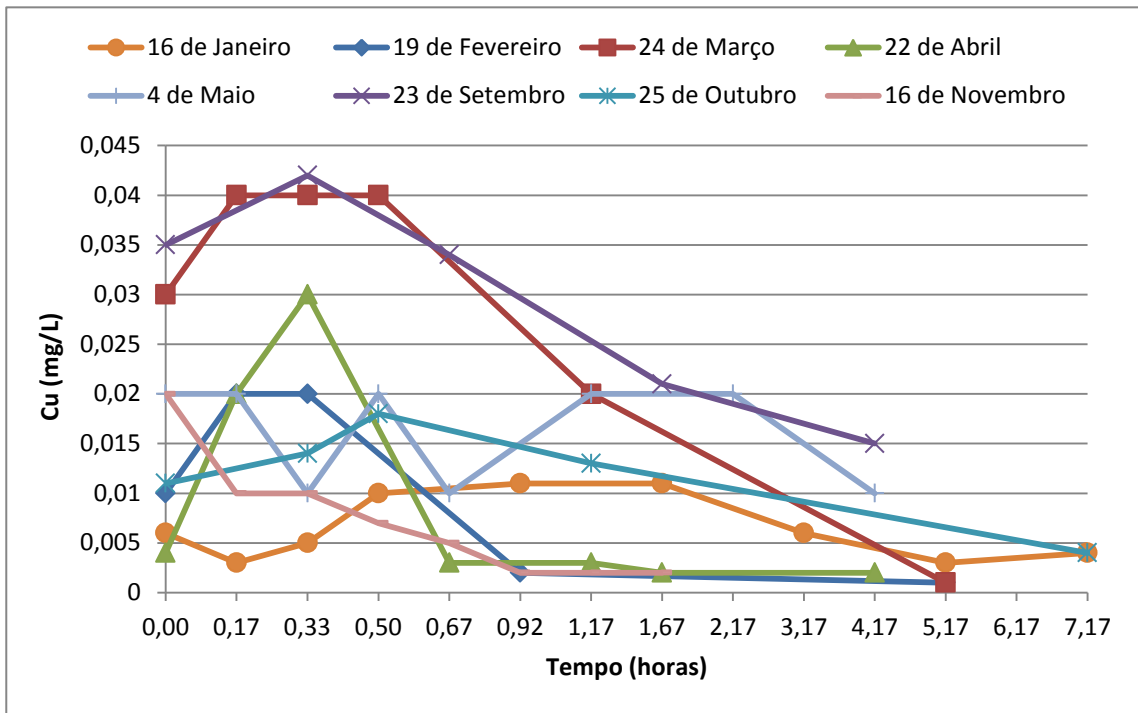


Figura 5.15 - Variação da concentração de Cu ao longo da chuva, nas 8 campanhas

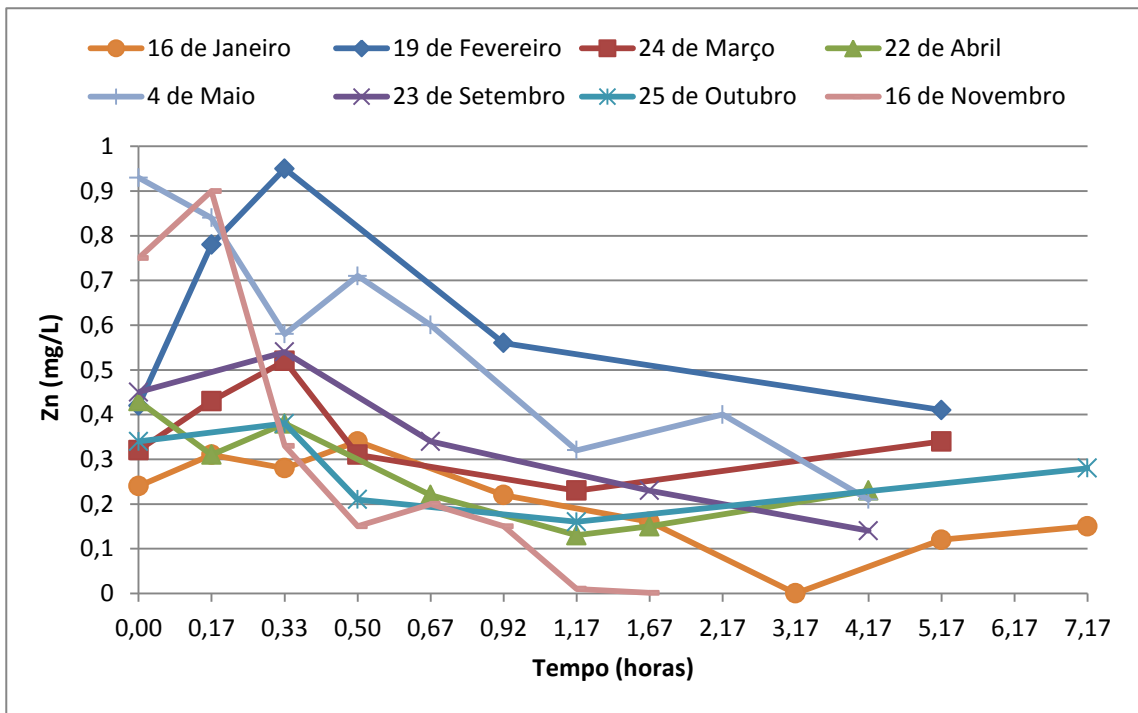


Figura 5.16 - Variação da concentração de Zn ao longo da chuva, nas 8 campanhas

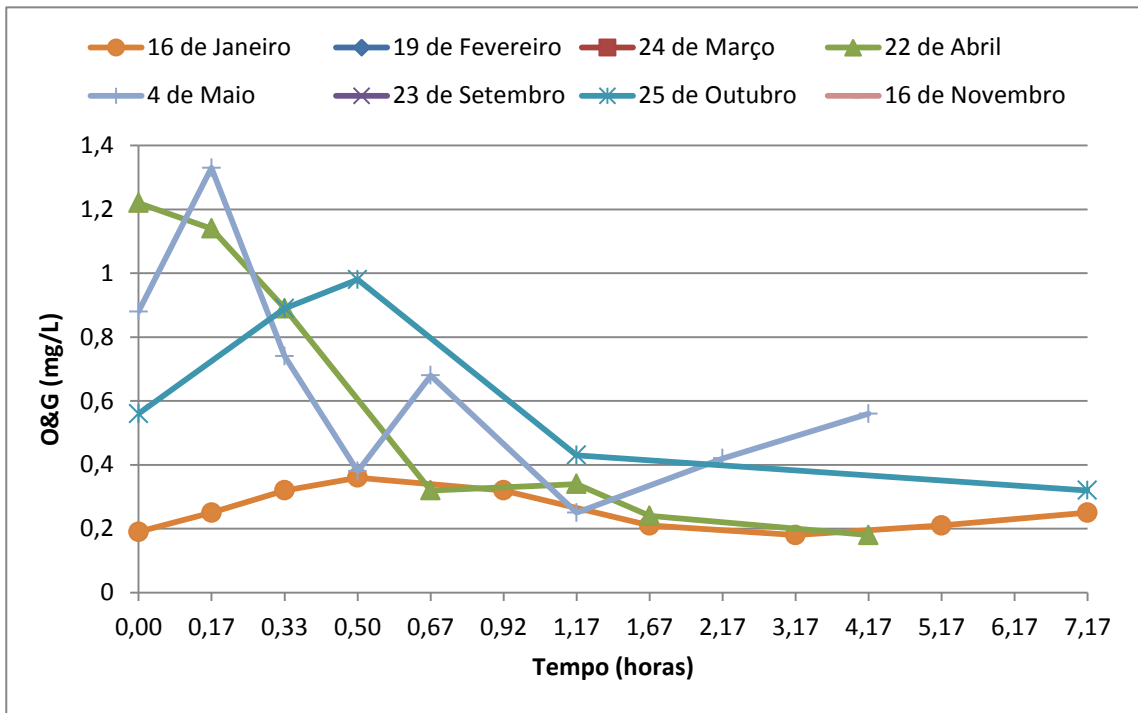


Figura 5.17 - Variação da concentração de O&G ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

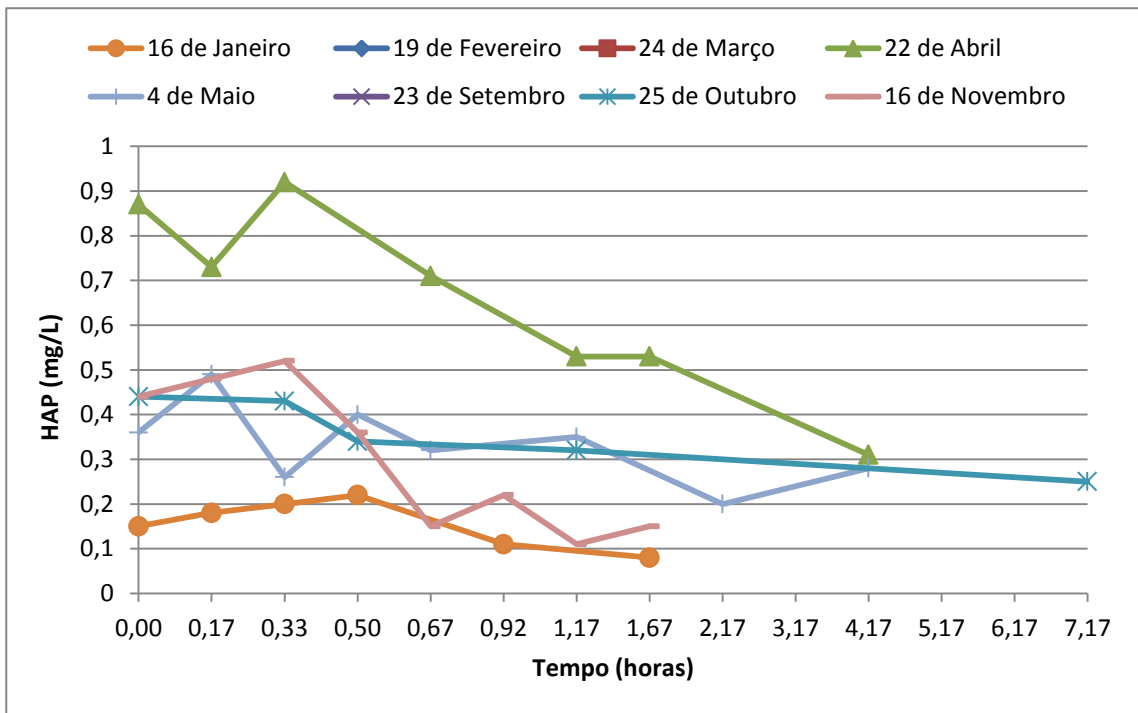


Figura 5.18 - Variação da concentração de HAP ao longo da chuvada, nas 8 campanhas

Relativamente à condutividade, os resultados variaram entre os 18  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e os 184  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com exceção feita à campanha de 4 de maio, na qual se obtiveram valores máximos na ordem dos 362  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , no entanto são valores inferiores aos obtidos em monitorizações efetuadas na A1, A23 (túnel da Gardunha) e IP5 (Gafanha da Nazaré).

Os valores de OD variaram entre os 2,2 mg/L e os 6,4 mg/L, sendo o menor valor obtido na campanha de janeiro, que também é o mês com temperatura média mais baixa e a temperatura afeta a dissolução de oxigênio na água (Asano *et al.*, 2007). Este parâmetro é importante apenas para a remoção biológica de matéria orgânica, uma vez que é utilizado por microrganismos como bactérias para a remoção de compostos orgânicos, podendo verificar-se que foi mais baixo (com valores da ordem dos 2 mg/L) na campanha de maio, onde se obtiveram também os maiores valores de CQO.

Os valores da CQO variaram entre os 11,7 mg/l e os 639 mg/l, com valores mais elevados nas campanhas de maio, setembro e novembro. Na campanha de maio apresentou valores muito mais elevados que nas restantes e só pode estar relacionada com a dissolução de matéria orgânica de origem vegetal ou animal oriunda do solo, uma vez que os valores de HAP, que também é matéria orgânica e produzida na via, não foram muito elevados em relação aos observados nas outras campanhas. A campanha de setembro apresenta valores mais elevados porque se realizou no final do verão, tendo tido períodos de tempo seco anteriores mais longos. Em relação à campanha de outubro, como foi realizada no outono, a CQO elevada terá estado associada ao arrastamento de matéria orgânica proveniente de folhas de árvores caídas sobre o solo, que terão sido arrastadas pelo escoamento das águas que entraram na bacia 3.

Analisando as concentrações de SST, estas apresentam uma variação entre os 5 mg/L e os 225 mg/L, e na generalidade das campanhas, a concentração deste parâmetro tende a diminuir com o passar do tempo sensivelmente a partir dos 20 min (0,33 horas) de amostragem. Os valores mais elevados observaram-se, à semelhança da CQO, nos eventos de fevereiro, maio e novembro, o que estará associado com a justificação apresentada para a CQO, nomeadamente com o transporte de matéria sólida vegetal oriunda do solo. Os valores de CQO e SST estão dentro dos valores observados noutras estradas nacionais (Barbosa, 1999; Antunes e Barbosa, 2005) e internacionais (Leitão *et al.*, 2000), com exceção dos observados na campanha de maio que foram bastante elevados. Antunes e Barbosa (2005) apresentam valores de SST da ordem de 2000 a 3000 mg/L no túnel da gardunha, o que é explicado pela acumulação de poluentes no túnel e porque a sua lavagem ocorre menos frequentemente que o resto da via.

Os valores azoto mostraram uma variação entre os 15 mg/L e os 3,12 mg/L, para o N-NH<sub>4</sub>, e entre 0,90 mg/L e os 41,2 mg/L, para o N-NO<sub>3</sub>, sendo este último considerado elevado para AEE. Os valores recolhidos na bibliografia (Barbosa, 1999; Antunes e Barbosa, 2005; Barbosa, 2011) mostram valores de azoto inferiores a 2 mg/L. A presença de valores mais elevados nas campanhas realizadas nesta estrada, em especial de nitrato, está associada à fertilização dos campos agrícolas que estão dentro da bacia hidrográfica de drenagem, levando à lixiviação destes parâmetros durante as chuvas. Os valores são elevados nos meses de fertilização de solos, mas também nos outros, o que é indicativo de aplicações exageradas de azoto no solo.

Os resultados obtidos para os metais pesados indicam que o poluente que maior concentração apresentou ao longo dos eventos monitorizados foi o Zn, apresentado valores máximos próximos do 1 mg/L, enquanto no caso do Cu e Cr os valores máximos registados foram de aproximadamente 0,04 mg/l. Estes valores estão dentro dos intervalos registados por Barbosa (1999), Leitão *et al.* (2000) e Antunes e Barbosa (2005) em algumas campanhas realizadas em estradas nacionais, onde se observaram concentrações de Zn de 2 mg/l a 6 mg/l, por exemplo no túnel da gardunha e na A6, onde o TMD é muito superior e as condições de drenagem, área de drenagem contributiva e regime de precipitações foram diferentes. As concentrações dos 3 metais diminuíram a partir dos primeiros 20 minutos (0,33 horas) na maioria das campanhas.

Os valores registados para os O&G e HAP oscilam entre os 0,2 mg/L e os 1,3 mg/L nas campanhas em que se conseguiu obter medições destes dois poluentes. Os valores são muito inferiores aos obtidos noutras estradas nacionais, em especial para os O&G, onde se atingiram valores de 125 mg/L e 15 mg/L no caso de HAP (Barbosa, 2011), mas com características de drenagem diferentes (p.e. áreas de faixa mais elevadas), maior TMD e regime de precipitações distintos. No caso dos HAP, nota-se uma descida da concentração de poluente afluente à bacia a partir dos 20 minutos (0,33 horas) na maioria das monitorizações conseguidas.

Dado que as chuvadas tiveram duração diferente, e, por esta razão, há amostragens com períodos de duração total diferentes, para efeitos de comparação de resultados, calculou-se o valor médio das concentrações de cada parâmetro à entrada da bacia 3 ao fim de 3 horas e 10 minutos, que é o tempo de amostragem final coincidente nas 8 campanhas, apresentando-se os resultados na Tabela 5.3. Os valores médios, mínimos e máximos, para todos os tempos de amostragem até às 3 horas e 10 minutos dos 8 eventos são apresentados na Tabela 5.4.

Os resultados da Tabela 5.3 mostram que os valores médios dos poluentes afluentes à bacia 3, na sua maioria, apresentam concentrações mais elevadas até aos primeiros 20 minutos de entrada. No entanto, uma vez que estamos na presença de concentrações, podendo estes valores ser diluídos pelo volume escoado, não se pode já afirmar que o pico de entrada (primeiro fluxo de poluentes) de poluentes se registou nos primeiros 20 minutos de chuvada, tendo, no entanto, sido naquele período que entrou mais massa de poluente por volume de água. Estes valores também não são indicativos da entrada do primeiro fluxo de poluentes.

Os resultados apresentados na Tabela 5.4, mostram que os poluentes que apresentam um maior desvio padrão são os SST, concluindo-se assim que este é o parâmetro que mais oscilou ao longo das campanhas realizadas. O fato de os SST se encontrarem usualmente depositados no pavimento e estarem associados à vegetação, às poeiras provenientes de zonas agrícolas e taludes existentes na envolvente da infraestrutura, faz com que estes possam ser

transportados com elevada facilidade através do vento para outros locais, aparecendo depois nas AEE, mesmo em meses com precipitações sucessivas.

Assim, para melhor avaliar a quantidade, em massa, de poluentes que entrou na bacia 3 ao longo da chuvada e no total (acumuladas ao longo da chuvada), calculou-se a sua carga mássica média entre cada duas amostragens sucessivas, utilizando-se a Eq. (5.2), correspondendo estes valores às massas que entraram na bacia 3 em cada intervalo de tempo. Os resultados dos cálculos são apresentados no Anexo IV, enquanto a variação por parâmetro ao longo do período de amostragem nas 8 campanhas é apresentada nas Figuras 5.19 a 5.27.

Tabela 5.3 - Concentrações médias afluentes à bacia 3, para tempos de amostragem idênticos e comuns às 8 campanhas

	Valores médios afluentes à bacia 3												
	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg/L)	SST (mg/L)	CQO (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Zn (mg/L)	O&G (mg/L)	HAP (mg/L)
t = 0	7,14 ± 0,1	13,10 ± 1,08	143,38 ± 68,5	4,29 ± 0,9	116,25 ± 40,4	204,61 ± 140,8	1,51 ± 0,8	19,76 ± 6,7	0,02 ± 0,01	0,010 ± 0,01	0,49 ± 0,2	0,71 ± 0,3	0,45 ± 0,2
t = 10	7,13 ± 0,1	12,77 ± 1,06	142,00 ± 69,6	4,26 ± 0,7	159,00 ± 39,8	183,18 ± 93,1	1,38 ± 0,5	18,73 ± 8,2	0,02 ± 0,01	0,006 ± 0,00	0,60 ± 0,2	0,91 ± 0,4	0,47 ± 0,2
t = 20	7,14 ± 0,1	13,20 ± 2,0	136,13 ± 54,0	4,43 ± 1,0	130,00 ± 48,5	164,25 ± 77,9	1,38 ± 0,5	23,55 ± 9,7	0,02 ± 0,01	0,009 ± 0,01	0,50 ± 0,1	0,71 ± 0,2	0,47 ± 0,2
t = 30	7,16 ± 0,1	12,00 ± 1,3	131,33 ± 68,2	4,13 ± 0,8	123,33 ± 41,3	124,38 ± 59,2	1,15 ± 0,4	18,40 ± 6,4	0,02 ± 0,01	0,004 ± 0,00	0,34 ± 0,2	0,57 ± 0,2	0,33 ± 0,1
t = 40	7,11 ± 0,1	13,17 ± 1,9	124,17 ± 54,0	4,16 ± 0,6	104,00 ± 32,7	153,25 ± 58,8	1,41 ± 0,4	18,36 ± 8,8	0,01 ± 0,01	0,010 ± 0,01	0,34 ± 0,1	0,50 ± 0,2	0,39 ± 0,2
t = 55	7,09 ± 0,2	12,56 ± 1,6	108,80 ± 67,9	4,95 ± 1,1	84,00 ± 33,9	96,28 ± 51,6	1,07 ± 0,3	19,97 ± 8,7	0,01 ± 0,00	0,002 ± 0,00	0,31 ± 0,2	0,32 ± 0,0	0,17 ± 0,1
t = 1h10	7,13 ± 0,1	12,69 ± 1,7	104,14 ± 55,6	4,33 ± 0,6	71,67 ± 19,8	95,12 ± 41,0	0,70 ± 0,3	13,84 ± 6,8	0,01 ± 0,01	0,003 ± 0,01	0,17 ± 0,1	0,34 ± 0,1	0,33 ± 0,1
t = 1h40	7,28 ± 0,2	13,63 ± 1,9	92,86 ± 56,8	5,09 ± 0,6	48,33 ± 21,2	65,83 ± 42,6	0,84 ± 0,4	9,54 ± 8,4	0,01 ± 0,01	0,007 ± 0,00	0,14 ± 0,1	0,23 ± 0,0	0,25 ± 0,2
t = 2h10	7,29 ± 0,2	11,66 ± 1,4	93,80 ± 59,8	3,65 ± 0,6	60,00 ± 9,8	119,00 ± 87,2	0,80 ± 0,3	10,35 ± 9,3	0,02 ± 0,0	0,005 ± 0,01	0,40 ± 0,0	0,42 ± 0,0	0,20 ± 0,0
t = 3h10	7,16 ± 0,1	11,75 ± 1,5	91,50 ± 65,0	5,15 ± 0,7	16,67 ± 7,2	26,70 ± 1,6	0,47 ± 0,0	0,90 ± 0,0	0,01 ± 0,0	0,002 ± 0,00	ND	0,18 ± 0,0	ND

Nota: ND: Não determinado; Temp.: temperatura; Cond.: condutividade; Valores médios +/- intervalo de confiança (considerando um intervalo de confiança de 95% e 8 amostras)

Tabela 5.4 - Concentrações médias, mínimas e máximas afluentes à bacia 3, para todos tempos de amostragem até 3 horas e 10 minutos referentes às 8 campanhas

	Valores médios, máximos e mínimos afluentes à bacia 3												
	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg/L)	SST (mg/L)	CQO (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Zn (mg/L)	O&G (mg/L)	HAP (mg/L)
Mínimo	6,63	8,80	18,00	2,12	5,0	11,7	0,15	0,90	0,00	0,00	0,00	0,18	0,08
Máximo	7,85	17,60	362,00	6,38	225,0	639,0	3,12	41,20	0,04	0,04	0,95	1,33	0,92
Média	7,16	12,75	119,02	4,47	98,8	139,2	1,19	17,95	0,02	0,01	0,39	0,56	0,37
Desvio Padrão	0,19	2,39	84,73	1,08	60,3	119,8	0,70	11,16	0,01	0,01	0,24	0,36	0,22
Int. de Confiança	0,05	0,59	21,09	0,34	16,1	33,9	0,21	3,41	0,00	0,00	0,07	0,14	0,08
Nº de Amostras	62	62	62	40	54	48	41	41	45	45	44	24	31

Nota: Para o cálculo do intervalo de confiança considerou-se um intervalo de confiança de 95% e o número de amostras disponíveis para cada parâmetro

$$CM_{i(n,n+1)} = \left( \frac{C_{i(n)} \times Q_n + C_{i(n+1)} \times Q_{(n+1)}}{2} \right) \times \Delta t_{(n,n+1)} \quad (5.2)$$

$CM_{i(n,n+1)}$  - Carga mássica do parâmetro  $i$  no intervalo de tempo  $\Delta t_{(n,n+1)}$  (g)

$C_{i(n)}$  - Concentração do parâmetro  $i$  no período de amostragem  $n$  (g/m<sup>3</sup>)

$Q_n$  - Caudal no período de amostragem ( $n$ ) (m<sup>3</sup>/minutos)

$Q_{(n+1)}$  - Caudal no período de amostragem ( $n+1$ ) (m<sup>3</sup>/minutos)

$C_{i(n+1)}$  - Concentração do parâmetro  $i$  no período de amostragem ( $n+1$ ) (g/m<sup>3</sup>)

$\Delta t_{(n,n+1)}$  - Intervalo de tempo entre as amostragens nos períodos  $n$  e ( $n+1$ ) (minutos)

Os resultados mostram que, apesar dos valores médios das concentrações (Tabela 5.3) indicarem que o primeiro fluxo passou nos primeiros 10 minutos de chuvada, após a análise das cargas mássicas afluentes, verifica-se que o primeiro fluxo, na realidade, na maioria das campanhas, e para a generalidade dos poluentes, passou entre os 10 e os 30 minutos.

Analisando a variação da carga mássica de CQO e SST, é notória, na maioria dos eventos, uma redução significativa da quantidade afluente à bacia a partir dos 30 minutos (0,50 horas) de chuvada, embora em alguns casos se observe a entrada de carga significativa até aos 45 minutos (0,67 horas) de chuvada. O evento de outubro apresenta uma variação anormal, uma vez que se observa entrada de carga nos primeiros 20 minutos e novamente após 1h. Repare-se que este evento foi o que apresentou uma precipitação diária mais elevada (103,8 mm) e o volume acumulado mais elevado dos 8 eventos (entraram na lagoa, durante as 7h10 de monitorização, cerca de 784 m<sup>3</sup>, *i.e.* 3,4 vezes mais AEE que a capacidade da lagoa 3, tendo-se verificado a descarga de efluente a partir das 3h de chuvada. Dada a intensidade e duração do evento, é provável que tenha havido uma lavagem mais profunda de matéria orgânica e matéria sólida depositada, quer no solo, quer nos taludes, quer na estrutura porosa do betuminoso, acontecimentos que podem explicar estas variações.

No que se refere à amónia e ao nitrato, verifica-se que a entrada de massa de ambos os poluentes tende a diminuir entre os 30 e os 40 minutos da chuvada, na maioria das campanhas. No entanto, nas monitorizações realizadas em fevereiro, setembro e novembro, houve um ligeiro aumento da massa afluente a partir da 1h e 1h e 40min, que se pode justificar por terem sido eventos coincidentes com a aplicação de fertilizantes no solo.

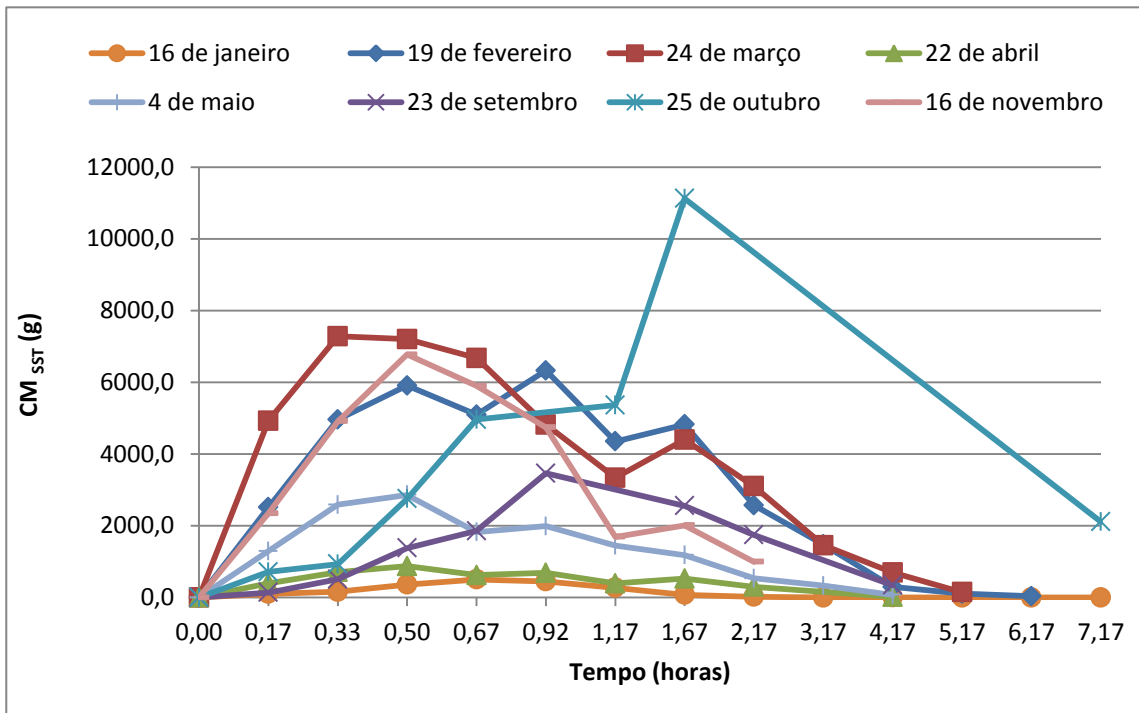


Figura 5.19 - Variação da carga mássica de SST ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

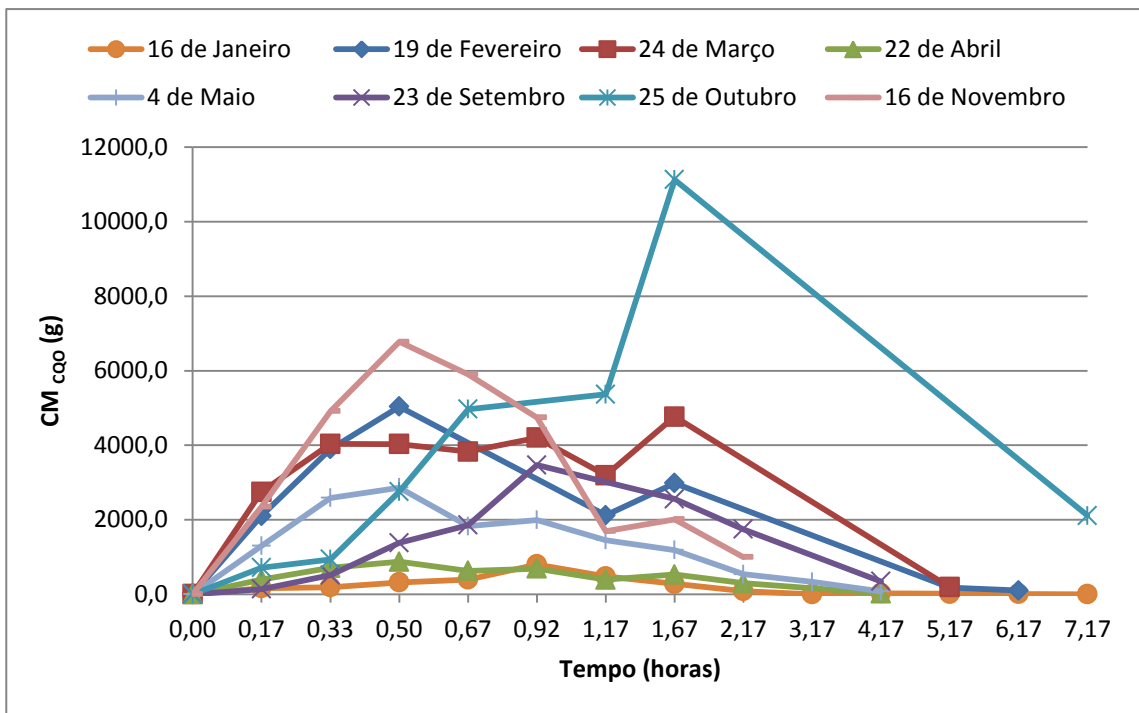


Figura 5.20 - Variação da carga mássica de CQO ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

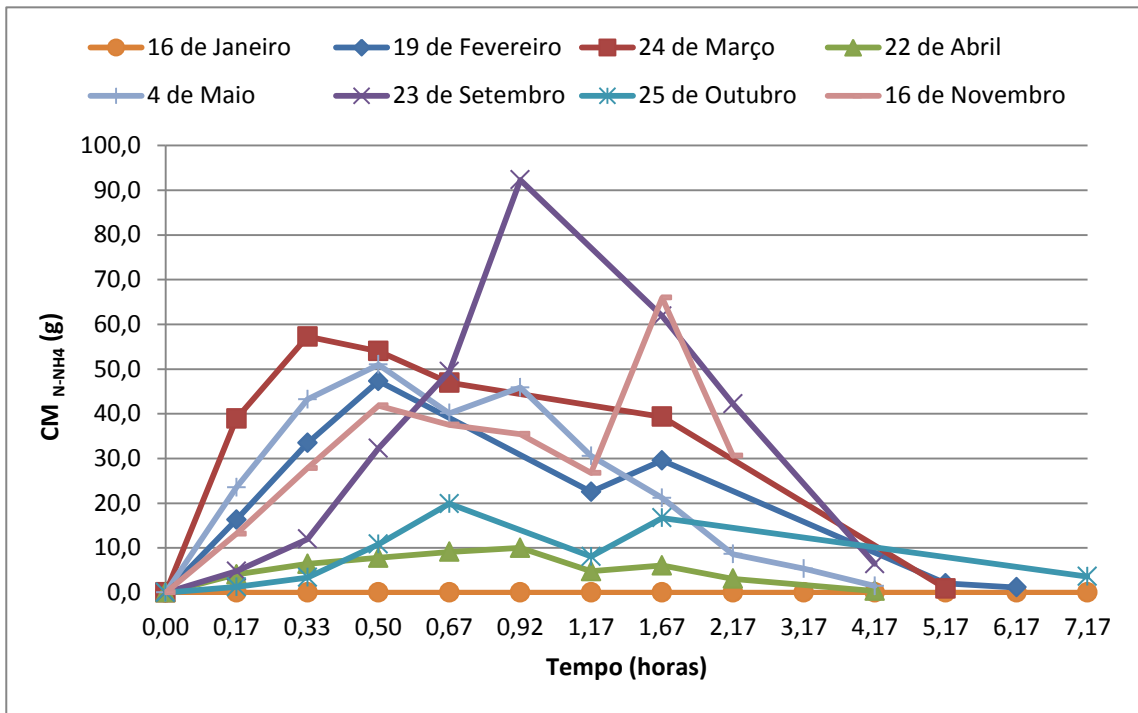


Figura 5.21 - Variação da carga mássica de N-NH<sub>4</sub> ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

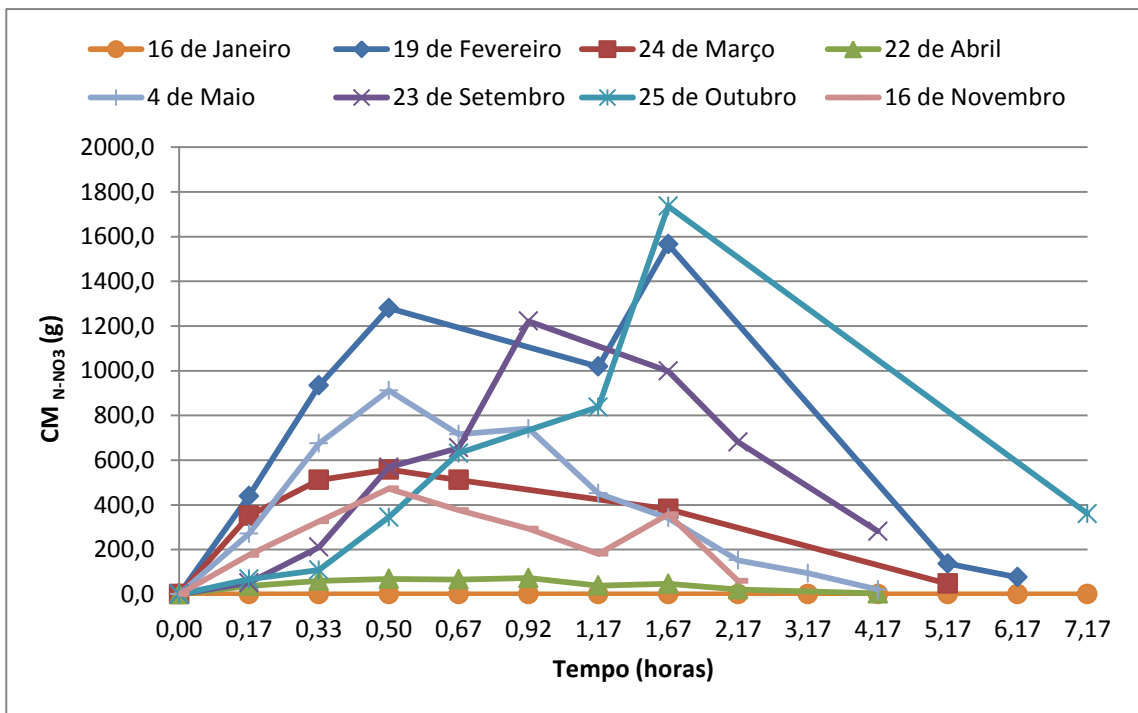


Figura 5.22 - Variação da carga mássica de N-NO<sub>3</sub> ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

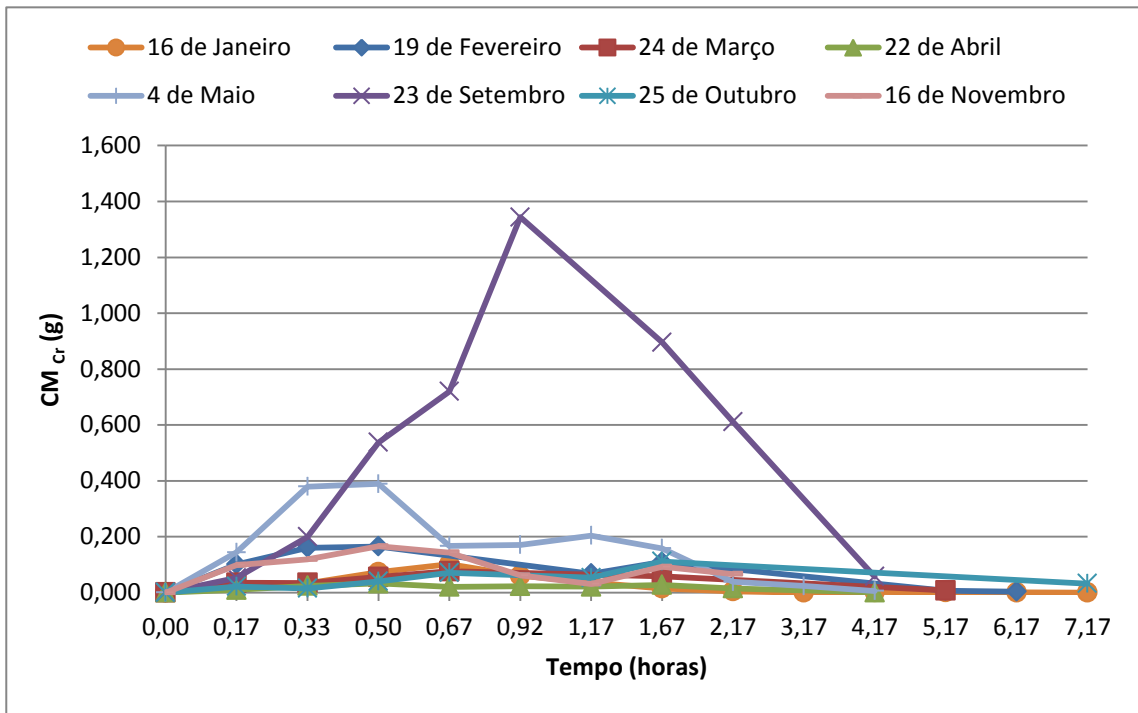


Figura 5.23 - Variação da carga mássica de Cr ao longo do período de amostragem nas 8 campanhas

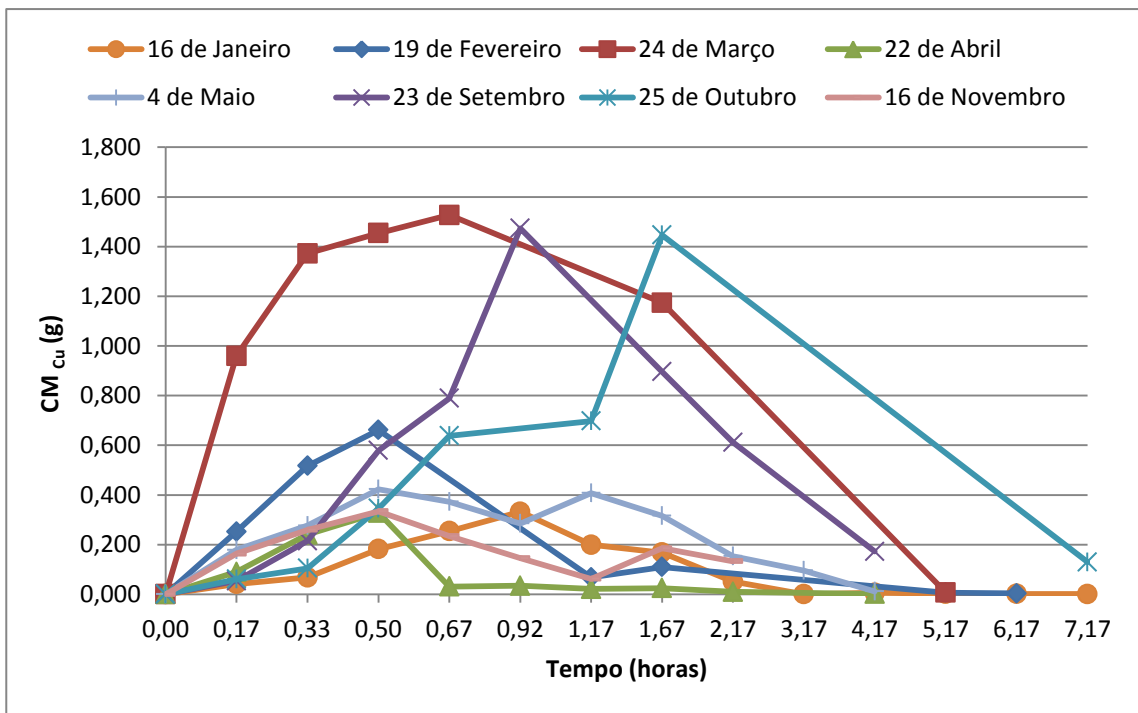


Figura 5.24 - Variação da carga mássica de Cu ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

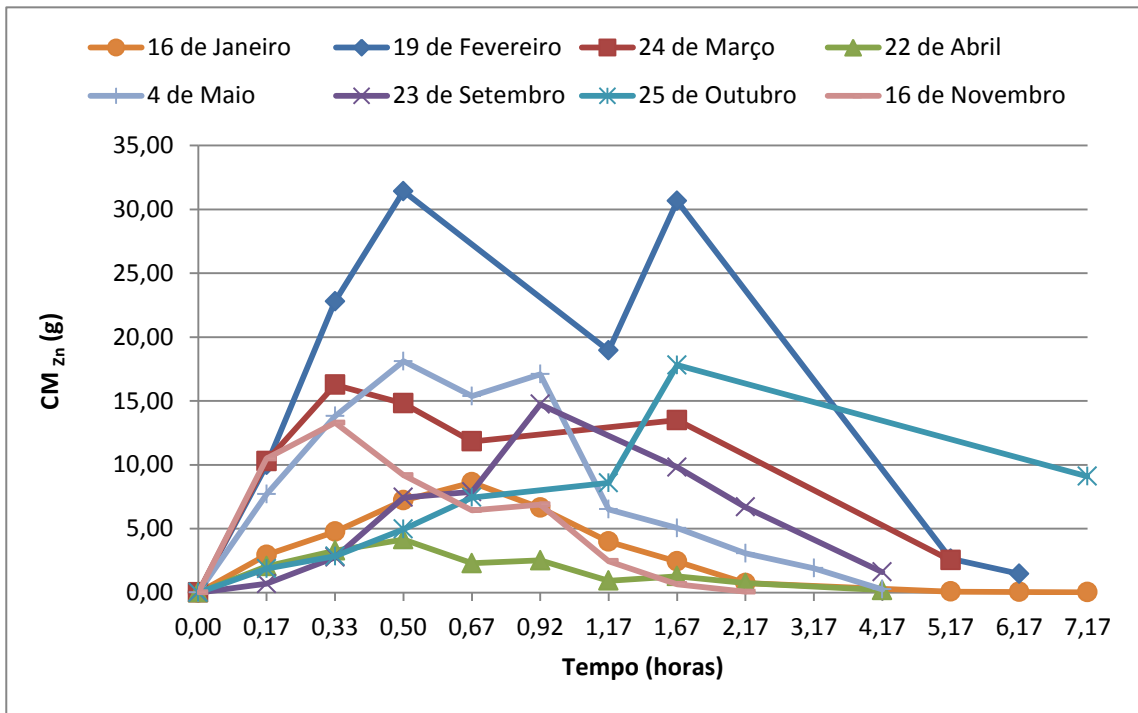


Figura 5.25 - Variação da carga mássica de Zn ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

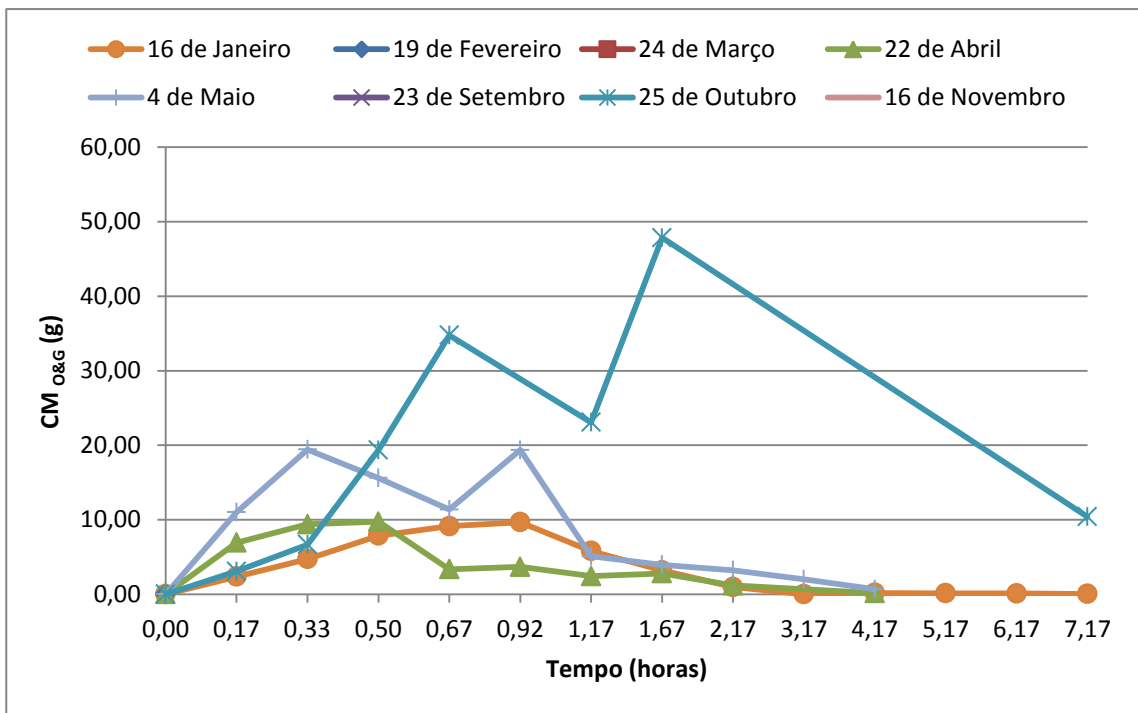


Figura 5.26 - Variação da carga mássica de O&G ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

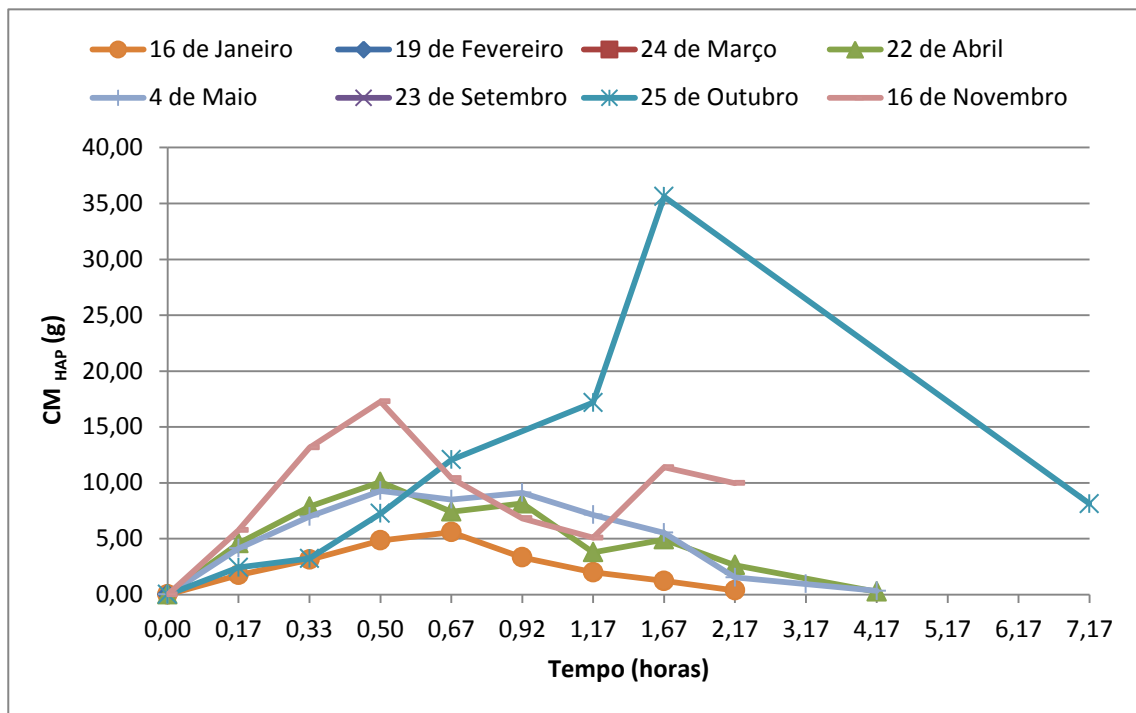


Figura 5.27 - Variação da carga mássica de HAP ao longo do período de amostragem, nas 8 campanhas

Não existe uma variação significativa nas quantidades mássicas de Cr e Cu calculadas, com exceção da campanha realizada em setembro, onde se apresentam valores sensivelmente 6 vezes superiores aos obtidos durante os restantes eventos. A mais baixa precipitação ocorrida durante os meses de verão, precedente a esta campanha, pode ter levado a uma acumulação destes poluentes sobre a área drenante, tendo estes sido posteriormente removidos na chuvada de setembro. Relativamente à carga mássica de Zn, apresenta uma variação mássica que se prolonga pelas chuvadas, com vários picos, o que pressupõe que não é um composto maioritariamente arrastado no primeiro fluxo, continuando a ser removido do asfalto ao longo da chuvada.

Quanto às cargas de O&G e HAP, ambas com origem maioritariamente no betuminoso constituinte do pavimento, é perceptível que apresenta um pico de entrada até aos primeiros 30 minutos das chuvadas, para a generalidade das chuvadas. No evento de outubro verificou-se um aumento da massa de poluentes até sensivelmente 1h e 40min, que é explicado pelas razões apresentadas para a variação de CQO.

Com o objetivo de determinar a existência de relações de dependência entre os diversos poluentes analisados durante as 8 campanhas, calculou-se uma matriz de correlações lineares com base na totalidade dos valores de carga mássica das 8 campanhas de amostragem. A Tabela 5.5 apresenta as correlações efetuadas, indicando para todas elas o valor do coeficiente de determinação,  $R^2$ . Os valores marcados com fundo cinzento indicam as

correlações mais fortes, apresentando a Figura 5.28 as relações gráficas de dependência entre as variáveis com relação linear mais forte (*i.e.* com um coeficiente de correlação superior a 0,650).

Tabela 5.5 - Correlação linear entre os poluentes analisados para a totalidade dos valores de carga mássica das 8 campanhas de amostragens

	SST	CQO	N-NH4	N-NO3	Cu	Cr	Zn	O&G	HAP
SST									
CQO	0,436								
N-NH4	0,048	0,560							
N-NO3	0,424	0,638	0,210						
Cu	0,532	0,474	-1,66	-0,166					
Cr	-0,076	0,366	0,02	0,02	0,205				
Zn	0,407	0,340	-0,387	-0,387	0,064	-0,469			
O&G	0,834	0,653	0,213	0,213	0,829	0,010	0,554		
HAP	0,701	0,553	0,171	0,171	0,676	-0,266	0,272	0,756	

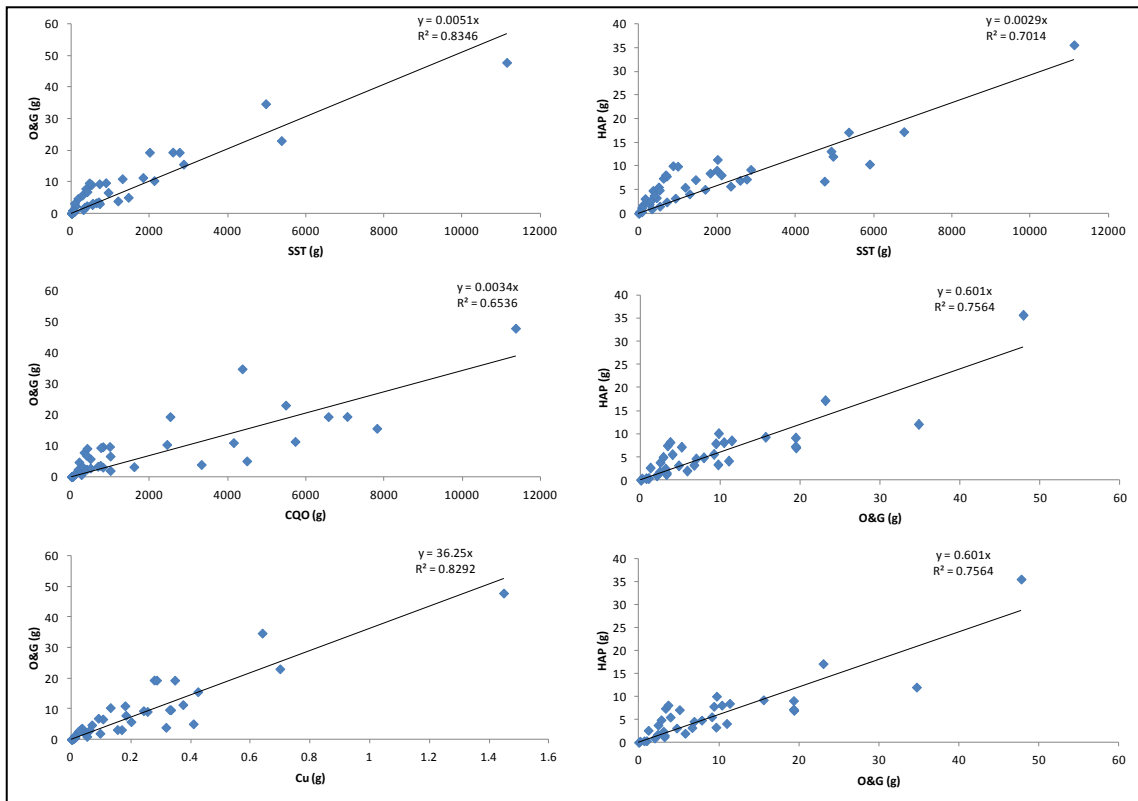


Figura 5.28 - Relações lineares entre as cargas mássicas de SST e O&G, SST e HAP, CQO e O&G, Cu e O&G, O&G e HAP, O&G e HAP.

Estes resultados indicam que a maior correlação observou-se entre os SST e os O&G e entre este último e o Cu, em ambos os casos com um coeficiente de correlação de cerca de 0,830. No primeiro caso, poderá ser explicada pela mais fácil adesão de O&G a partículas em

suspensão e quanto maior é a presença de matéria sólida, maior é a quantidade de O&G que adere à superfície das partículas sólidas.

Quanto ao Cu e O&G, é curiosa a sua mais forte relação de dependência em detrimento da observada com outros metais. No entanto, a maior presença de Cu com o aumento da massa de O&G removida, pode ser explicada pela libertação deste metal de alguns dos componentes constituintes dos automóveis, como é o caso dos travões, depositando-se no betuminoso que contém elevada quantidade de O&G e HAP. Quando estes últimos são transportados pelas AEE, o Cu é arrastado porque se liga facilmente a estas estruturas por adsorção. O mesmo acontece com o Cr e Zn, mas neste caso, não se detetou uma correlação linear forte entre estes dois metais com os O&G e HAP.

A forte dependência encontrada entre SST e HAP (0,701) está associada à fácil adsorção de HAP na superfície de partículas, em especial de matéria vegetal.

A dependência entre a CQO e O&G explica-se porque o primeiro parâmetro quantifica a matéria orgânica oxidável que existe na água e os O&G são matéria orgânica oxidável e, portanto, são também quantificáveis pela CQO. Seria expectável uma análoga relação com o HAP, uma vez que os hidrocarbonetos também são matéria orgânica oxidável.

Uma vez que estão disponíveis 8 campanhas de monitorização, realizadas em eventos ocorridos em 8 meses de 1 ano, é possível obter a CML referente aos parâmetros analisados, através do cálculo da CME para os 8 eventos. Com base nos valores da carga mássica acumulada de cada um dos poluentes e dos volumes de AEE acumulados na bacia 3 nas 8 campanhas, obteve-se a CME de cada parâmetro, para cada um dos 8 eventos, cujos resultados são apresentados nas Tabela 5.6 a 5.13.

Os resultados mostram que os valores mais elevados para SST apareceram nos eventos de fevereiro, março e novembro (entre 95,3 mg/l e 115,2 mg/L), enquanto para a CQO apareceram nos eventos de maio, setembro e novembro (entre 96,8 mg/l e 263,5 mg/L), à semelhança do que tinha sido observado para as cargas mássicas, o que demonstra que o cálculo da CME, associado às cargas e volumes acumulados, é mais adequado ao invés de se utilizar as concentrações obtidas para os diversos parâmetros. Os valores de CME encontrados para os SST estão dentro do intervalo de valores encontrado por Leitão *et al.* (2005) na A1 em 6 eventos de precipitação e com um TMD muito mais elevado, o que indica que este parâmetro está mais associado à zona envolvente do que à faixa de rodagem. No que refere ao nitrato, os VME mais elevados foram registados nos eventos de fevereiro, maio e setembro, tal como as cargas mássicas já o indicavam (ver Figura 5.22), enquanto os valores de amónio são pouco significativos (valores inferiores a 0,2 mg/L).

Tabela 5.6 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 16 de janeiro

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	1972,5	148,2	13,3
CQO	2769,1		18,7
N-NH <sub>4</sub>	0,0		0,00
N-NO <sub>3</sub>	0,0		0,00
Cu	1,31		0,009
Cr	0,352		0,002
Zn	37,5		0,253
O&G	44,2		0,298
HAP	22,2		0,150

Tabela 5.7 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 19 de fevereiro

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	38488,9	334,0	115,2
CQO	16423,7		49,2
N-NH <sub>4</sub>	152,4		0,456
N-NO <sub>3</sub>	5449,6		16,3
Cu	1,62		0,005
Cr	0,614		0,002
Zn	117,9		0,353
O&G	0,00		0,00
HAP	0,00		0,00

Tabela 5.8 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 24 de março

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	44067,8	414,7	106,3
CQO	26993,9		65,1
N-NH <sub>4</sub>	237,3		0,572
N-NO <sub>3</sub>	2361,1		5,69
Cu	6,49		0,016
Cr	0,268		0,001
Zn	69,2		0,167
O&G	0,0		0,00
HAP	0,0		0,00

Tabela 5.9 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 22 de abril

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	4540,4	74,0	61,4
CQO	4640,5		62,7
N-NH <sub>4</sub>	51,6		0,698
N-NO <sub>3</sub>	415,6		5,62
Cu	0,782		0,011
Cr	0,176		0,002
Zn	17,5		0,236
O&G	39,6		0,536
HAP	49,7		0,672

Tabela 5.10 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 4 de maio

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	14154,9	159,0	89,0
CQO	41900,4		263,5
N-NH <sub>4</sub>	270,8		1,70
N-NO <sub>3</sub>	4373,9		27,5
Cu	2,52		0,016
Cr	1,68		0,011
Zn	88,9		0,559
O&G	91,7		0,577
HAP	53,5		0,336

Tabela 5.11 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 23 de setembro

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	12002,3	236,7	50,7
CQO	34136,4		144,2
N-NH <sub>4</sub>	301,2		1,27
N-NO <sub>3</sub>	4666,9		19,7
Cu	4,79		0,020
Cr	4,42		0,019
Zn	51,6		0,218
O&G	0,0		0,00
HAP	0,0		0,00

Tabela 5.12 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 25 de outubro

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	27981,4	784,0	35,7
CQO	27929,7		35,6
N-NH <sub>4</sub>	63,6		0,081
N-NO <sub>3</sub>	4086,0		5,21
Cu	3,42		0,004
Cr	0,346		0,000
Zn	52,6		0,067
O&G	145,2		0,185
HAP	85,9		0,110

Tabela 5.13 - CME para os parâmetros analisados, referente à campanha de 16 de novembro

Parâmetro	CM <sub>(acumulada)</sub> (g)	V <sub>(acumulado)</sub> (m <sup>3</sup> )	CME (mg/L)
SST	29397,4	308,3	95,3
CQO	29834,2		96,8
N-NH <sub>4</sub>	279,2		0,905
N-NO <sub>3</sub>	2242,5		7,27
Cu	1,52		0,005
Cr	0,778		0,003
Zn	49,5		0,161
O&G	0,00		0,00
HAP	79,9		0,259

No que respeita aos metais, o Zn apresenta valores mais elevados, entre cerca de 0,3 e 0,6 mg/L, nos eventos de janeiro, fevereiro e maio, que são próximos dos encontrados por Crabtree *et al.* (2008) em estradas britânicas, mas ligeiramente superiores aos observados por Leitão *et al.* (2005) em estradas nacionais. Contudo, as precipitações médias utilizadas neste último estudo são inferiores às observadas neste estudo e foram utilizadas menos campanhas (só entre 1 e 3 por estrada). Os valores para os HAP só apresentaram significado nos eventos de abril, maio e novembro, com valores que variaram entre 0,26 mg/L e 0,67 mg/L, sendo superiores aos observados por Crabtree *et al.* (2008) em estradas britânicas, enquanto os de O&G só foram significativos para os eventos de abril e maio com valores de 0,6 mg/L.

A obtenção da CML referente ao acesso à A23, para os 8 eventos, foi calculada a partir da carga mássica média acumulada de cada um dos poluentes e o volume médio acumulado de escoamento afluyente durante o mesmo intervalo de tempo, para cada uma das campanhas, sendo os valores apresentados na Tabela 5.14. Entendeu-se que esta forma de cálculo é mais correta do que a apresentada por Barbosa (2003), e também adotada por Leitão *et al.* (2005), que se limita a calcular a CML através da média aritmética das CME (Azevedo, 2013). O que

traduz o transporte de massa poluente no ambiente é a sua massa e não a sua concentração, uma vez que esta última está dependente do volume de água. Uma concentração baixa pode levar a um impacte negativo porque o volume pode ser tão elevado que “esconde” a massa transportada e vice-versa. Assim, como referido por Tchobanoglous *et al.* (2003), a elaboração de balanço de massas é sempre mais aconselhável, uma vez que traduzem as cargas que são transportadas por um fluido.

Pode verificar-se que a CML para a maioria dos parâmetros apresenta valores intermédios aos encontrados nas CME dos 8 eventos, por ter beneficiado do balanço de massa das 8 chuvadas e do volume escoado para a lagoa. Os valores de SST e Cu são inferiores e o de Zn é superior aos calculados por Leitão *et al.* (2005) para a A1 à entrada da bacia de Fátima. Não existem muitos registos de cálculo de CME e CML em Portugal, e foram poucos os encontrados no estrangeiro, o que é indicativo do trabalho que é necessário efetuar ao nível da gestão das estradas para avaliar, quer as cargas produzidas nas estradas e sua envolvente, quer a eficácia dos sistemas de tratamento, quer ainda as condições em que se dá a descarga para o meio receptor.

Tabela 5.14 - CML para os parâmetros analisados

Parâmetro	CM média (acumulada) (g)	V médio (acumulado) (m <sup>3</sup> )	CML (mg/L)
SST	21575,7	307,37	70,2
CQO	23078,5		75,1
N-NH <sub>4</sub>	169,5		0,552
N-NO <sub>3</sub>	2949,4		9,60
Cu	2,81		0,009
Cr	1,08		0,004
Zn	60,6		0,197
O&G	40,1		0,130
HAP	36,4		0,118

De forma a determinar se ocorreu ou não efeito do primeiro fluxo durante a entrada de cargas, traçaram-se os gráficos que associam as percentagens acumuladas de volume com as respectivas percentagens acumuladas de cargas poluentes afluentes à bacia de tratamento, apresentando-se os resultados nas Figuras 5.29 a 5.36. Nos meses de janeiro, abril, maio e setembro, para a generalidade dos poluentes, a carga poluente distribui-se pelo evento, observando-se que cerca de metade da carga entrou com cerca de metade do volume acumulado na bacia, não havendo uma nítida diferenciação do *primeiro fluxo*.

No evento de janeiro, cerca de 38% da CQO e 69% dos HAP entraram com 50% de volume acumulado na lagoa. No evento de abril, cerca de 90% do Cu, 75% do Cr e 65% do Zn entraram em 50% do volume. Menos de 60% da restante massa de poluentes entraram com cerca de 50%

do volume. Nos eventos de maio e setembro só entre 50% e 60% da massa de poluentes entrou na bacia em menos de metade do volume afluente.

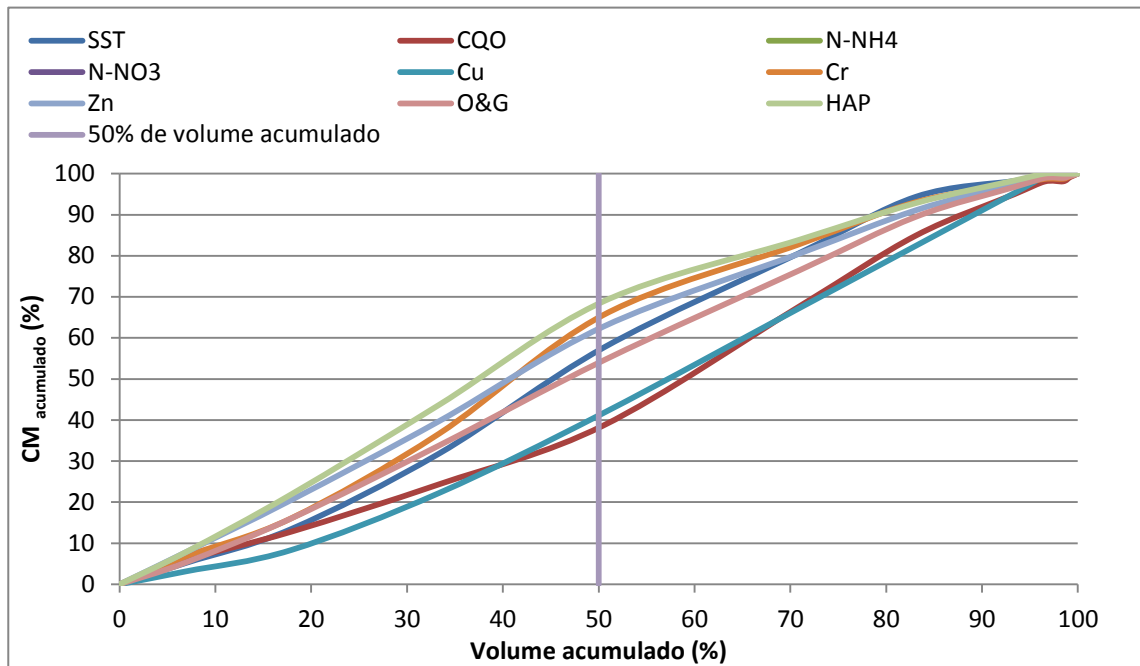


Figura 5.29 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluente à bacia - campanha de janeiro

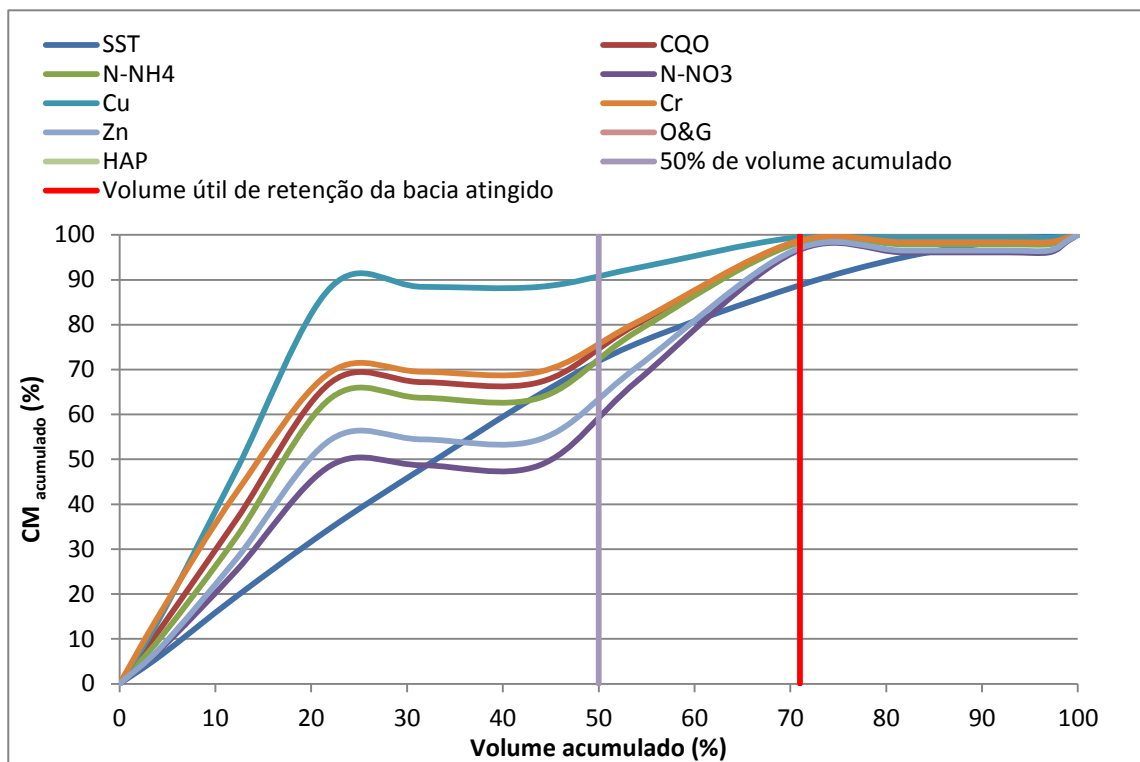


Figura 5.30 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluente à bacia - campanha de fevereiro

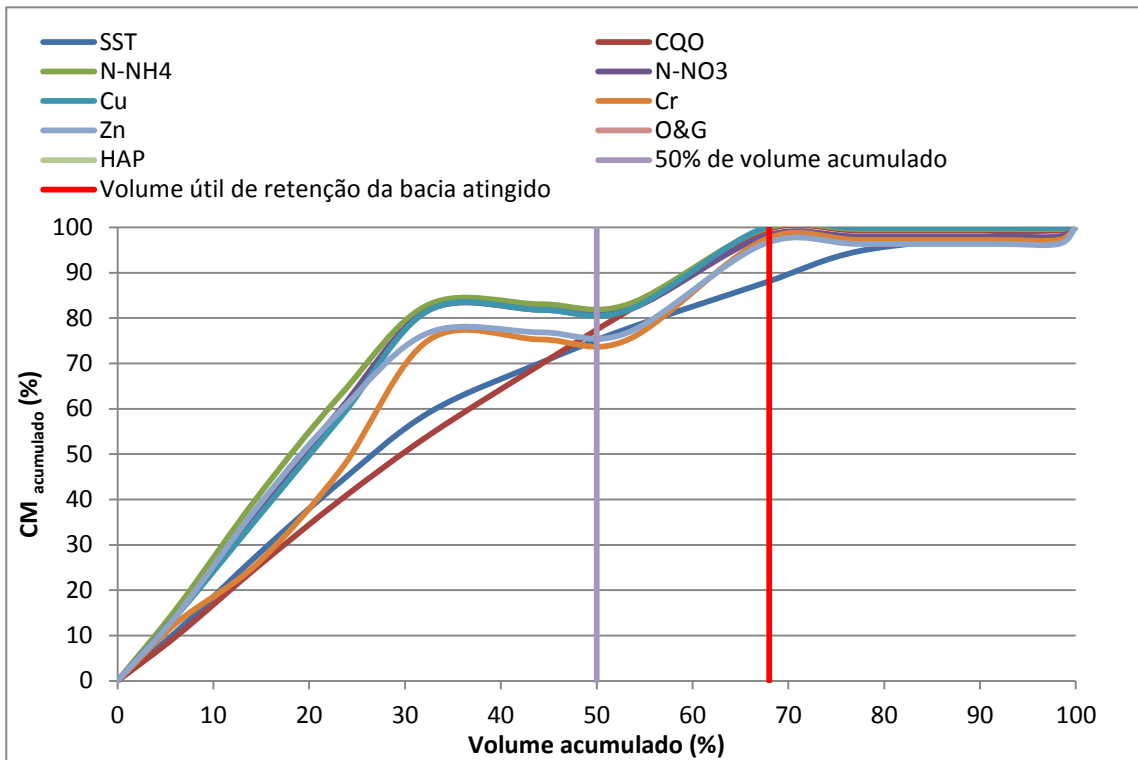


Figura 5.31 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de março

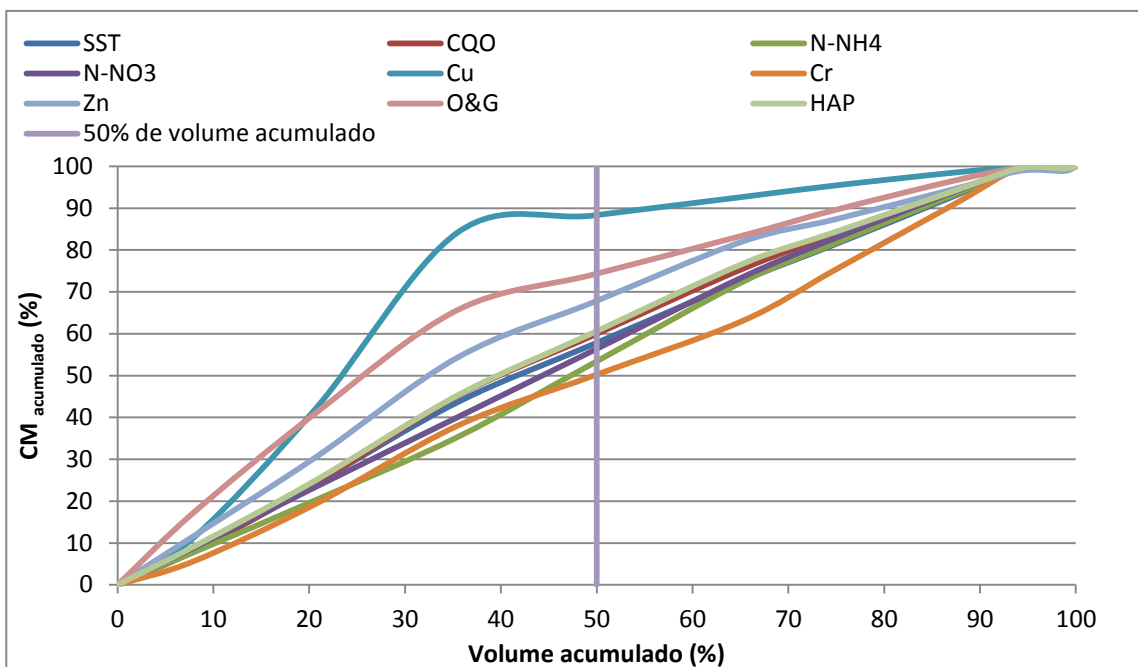


Figura 5.32 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de abril

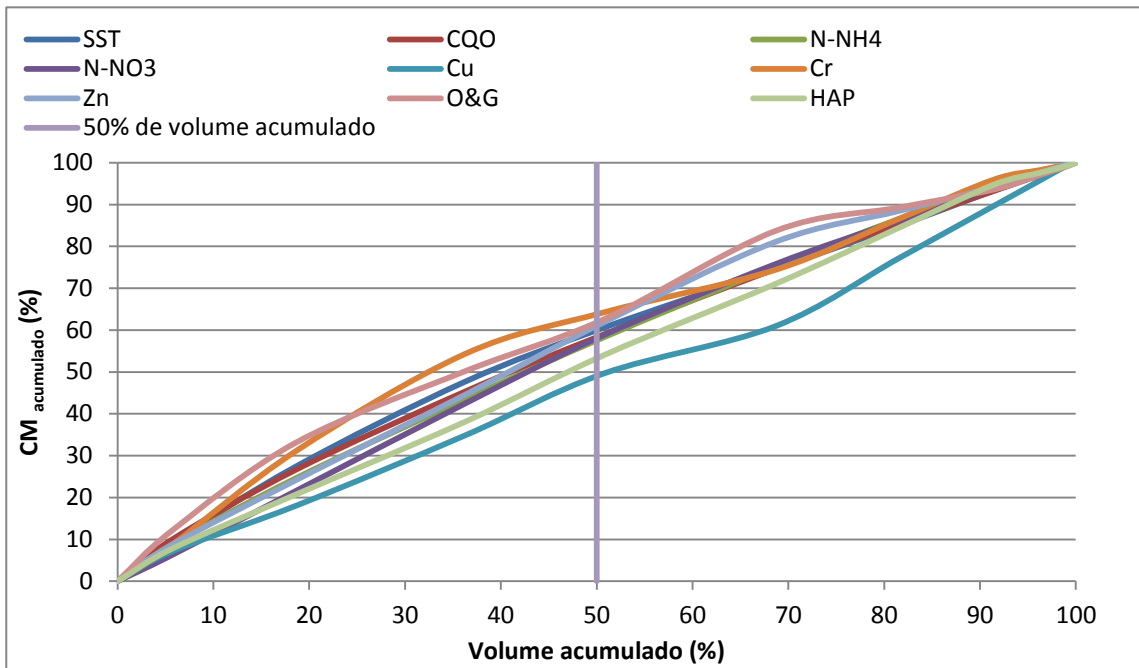


Figura 5.33 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de maio

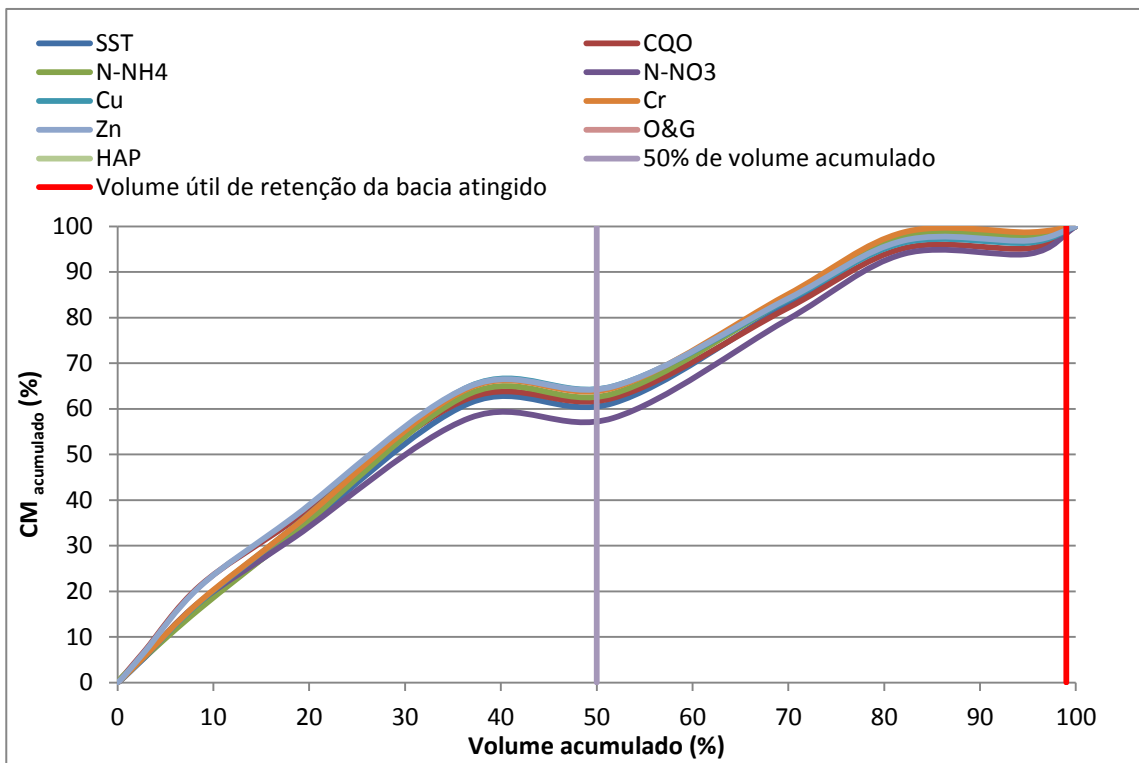


Figura 5.34 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de setembro

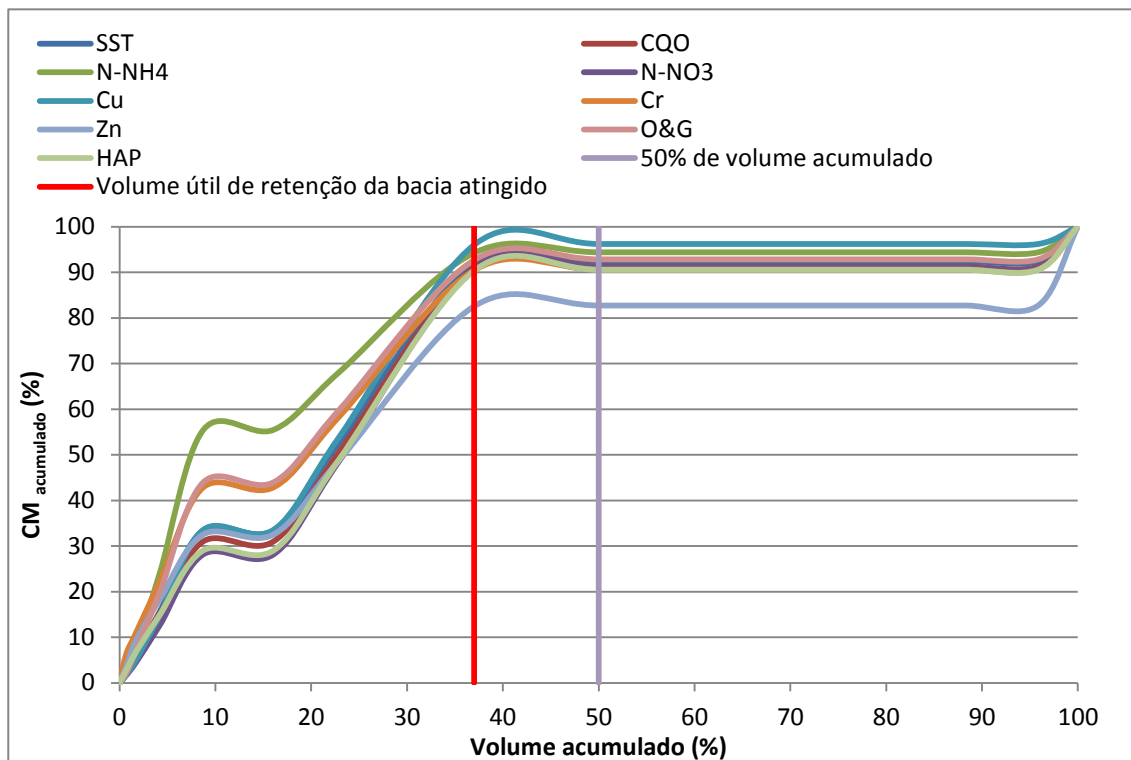


Figura 5.35 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de outubro

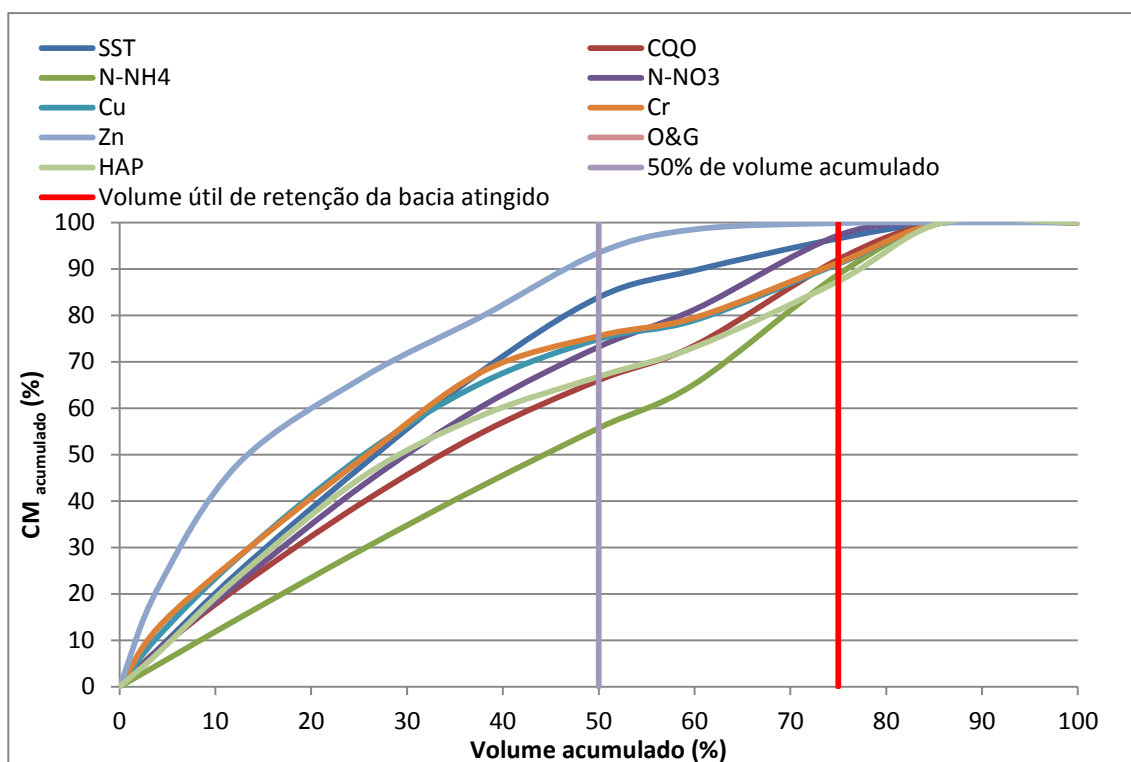


Figura 5.36 - Relação entre a porcentagem de volume acumulado de AEE e a porcentagem de carga poluente afluyente à bacia - campanha de novembro

Nos meses de fevereiro e novembro entre 50% e 80% da carga poluente entrou na bacia em menos de metade do volume acumulado, enquanto nos meses de março e outubro mais de 80% da carga poluente entrou na bacia em menos de metade do volume acumulado.

No evento de fevereiro, 90% do Cu e entre 60% e 70% do Cr, CQO e amónia entraram com 25% do volume, tendo a quase totalidade da carga da maioria dos poluentes entrado com menos de 70% do volume que entrou na bacia, que foi o ponto a partir do qual a bacia começou a descarregar no meio receptor. No evento de novembro, 92% do Zn, 85% do Cu e entre 65% e 75% da massa dos restantes poluentes entrou na bacia com 50% do volume afluente. Para 75% do volume acumulado, mais de 90% da massa poluente tinha entrado na bacia, que foi o ponto a partir do qual se verificou o início da descarga na ribeira de Corges.

No evento de março, entre 75% e 85% da carga da maioria dos poluentes entrou na bacia com menos de 40% do volume, com exceção das cargas de CQO e Cu que só acumularam cerca de 60%, tendo a quase totalidade da carga da maioria dos poluentes entrado com menos de 70% do volume que entrou na bacia, que foi o ponto a partir do qual a bacia começou a descarregar no meio receptor. No evento de outubro, entre 80% e 95% da massa da generalidade dos poluentes entrou na bacia com menos de 35% do volume afluente, tendo a bacia começado a descarregar a meio da chuvada.

Nos eventos onde se observou a entrada da quase totalidade da carga poluente em menos de 50% do volume acumulado na lagoa (eventos de fevereiro, março, outubro e novembro), observaram-se também TDH inferiores ao mínimo desejável (3h) para haver uma adequada sedimentação dos poluentes, tendo havido descarga de cargas poluentes acumuladas na bacia. Ou seja, naqueles eventos, podem ter sido descarregadas cargas poluentes na ribeira do Corges em concentrações susceptíveis de provocar impactes ambientais na água e seus usos.

A fim de comparar os resultados da CML obtida neste estudo com os valores obtidos noutras estradas portuguesas, nomeadamente na A1 - Fátima, A6 - Borba, A22 - Guia/Alcantarilha, IP4 - Vila Real e IP6 - Peniche, elaborou-se um resumo de dados que é apresentado na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Comparação de resultados de CML, com a gama de valores de outras estradas nacionais (Barbosa, 2011; Azevedo, 2013)

Parâmetro	Uni.	A1	A6	A22	IP4	IP6	A23
		Fátima	Borba	Guia/Alcantarilha	Vila Real	Peniche	Acesso Covilhã Norte
		2002	1999	2001	1998	2006	2006
TMDA	Veíc./dia	30 299	2 918	18 563	6 000	6 539	301
pH	Esc. Sor.	6,3 - 7,4	-	-	4,43 - 7,52	4,43 - 7,52	7,16 (6,63 - 7,85)
Cond.	µs/cm	124 - 357	-	-	1,32 - 7,52	132 - 722	119 (18 - 362)
SST	mg/L	84,5 (10 - 872)	0,3 - 86,0	66	8,1 (2 - 147)	235,6	79,1 (5,0 - 225)
CQO	mg/L	76	-	-	-	(196) 4 - 690	84,9 (11,7 - 639)
N-NH <sub>4</sub>	mg/L	-	-	-	-	-	0,626 (0,15 - 3,12)
N-NO <sub>3</sub>	mg/L	-	-	-	0,3 - 9	0,3 - 9	10,7 (0,90 - 41,20)
Cu	mg/L	0,034 (0,027 - 0,076)	0,005 - 0,021	0,01	0,02 (0,001 - 0,054)	0,032	0,01 (0,00 - 0,04)
Cr	mg/L	-	-	-	0,01 - 0,06	<0,01 - 0,06	0,004 (0,00 - 0,04)
Zn	mg/L	0,159 (0,062 - 0,736)	0,021 - 6,41	0,02	0,308 (0,050 - 1,462)	0,077	0,218 (0,00 - 0,95)
O&G	mg/L	3,2 - 40	-	-	<0,001 - 0,054	0,0 - 1,0	0,145 (0,18 - 1,33)
HAP	mg/L	<0,00005 - 0,00008	<0,00005	<0,0006	-	-	0,132 (0,08 - 0,92)

Analisando o TMDA dos troços de estrada em estudo, com as concentrações de poluentes afluentes aos sistemas de tratamento, não se verifica uma relação diretamente proporcional entre ambos. Comparando o TMDA da A1 com o TMDA da A23 acesso Covilhã Norte, verifica-se que a A1 apresenta um tráfego sensivelmente 100 vezes superior ao da estrada do presente estudo, mas no entanto, as CML de poluentes obtidas, com exceção dos O&G, não refletem essa diferença. De notar que o TMDA é uma das variáveis a considerar aquando da previsão da quantidade AEE e cargas dos poluentes transportados produzidos na estrada (Leitão et al., 2005; Barbosa, 2011), no entanto, há poluentes como a matéria orgânica quantificada pela CQO, SST e azoto que não são produzidas na estrada, mas na sua envolvente, e que não apresentarão relação com o TMDA.

Por exemplo, comparando os valores da condutividade obtidos para o IP6 com os observados na A1 e neste estudo, verifica-se uma clara diferença de valores, e até de intervalos máximos e mínimos, que, no caso do IP6, estão associados à proximidade do oceano e ao transporte de cloretos e outros sais, pelo vento, para a estrada. No caso da A1 e da A23, os valores da condutividade devem-se à presença de metais pesados na AEE, lixiviados do betuminoso. Assim, a relação das cargas poluentes deve ser feita com cuidado e apenas para os poluentes que têm relação com o tráfego, como são os metais pesados e os hidrocarbonetos.

Valores mais elevados de azoto apenas aparecem nos estudos da A23, não sendo um parâmetro monitorizado nas outras estradas. Trata-se de cargas que estão presentes nas AEE que têm ligação com áreas drenantes agrícolas e que têm origem na aplicação excessiva de fertilizantes à base de azoto. Assim, a monitorização de azoto nas AEE deve ser incluída em programas de monitorização de estradas, em especial em locais em que estas se encontrem situadas em zonas agrícolas.

Estas cargas poluentes não são produzidas pelas estradas, mas entram nos circuitos de drenagem, misturando-se com as AEE, chegando posteriormente aos sistemas de interceção e tratamento e podendo assim ser descarregadas nos meios receptores com concentrações que podem ser prejudiciais à sua utilização. Refira-se que as cargas de azoto são muito controladas no tratamento de efluentes domésticos e industriais, precisamente para evitar a eutrofização de massas de água.

Relativamente aos metais pesados Cr e Cu, os resultados obtidos para o caso de estudo revelam valores relativamente baixos, quando comparados com os de outras estradas nacionais estudadas anteriormente. Esta reduzida concentração pode ser justificada com o fato de o local de estudo ser um acesso à autoestrada A23, com baixo TMD, não sendo expectável a prática de grandes acelerações, velocidades elevadas ou travagens bruscas, que produzam a libertação de metais pesados para o betuminoso.

Os valores de HAP são bastante mais elevados que os observados na A1, A6 e A22. Dado que este poluente tem presença significativa nos combustíveis e óleos dos motores dos veículos que circulam nas vias, a sua maior presença não estará associada ao TMD, mas sim ao regime de precipitação e às condições de lavagem do betuminoso (*p.e.* número de dias de tempo seco entre cada duas chuvadas consecutivas). Por outro lado, tratando-se de um acesso mais novo que os restantes, e com menor degaste do betuminoso, é provável que maior quantidade de hidrocarbonetos sejam removidos da via em cada chuvada.

A construção recente e as características do regime de precipitação e de drenagem podem também justificar a maior concentração de Zn em relação a estradas mais antigas e com um maior TMD. Barbosa (2003), constatou uma redução de Zn de 1,46 mg/L para 0,48 mg/L em AEE, em 4 anos, que foi explicada pela diminuição da dissolução do zinco presente nas guardas de segurança.

Só futuras monitorização permitirão tirar conclusões do efeito da idade da estrada na qualidade das AEE.

## **5.4 Avaliação da qualidade do efluente à saída da bacia de detenção 3**

Nas 8 campanhas de monitorização foi prevista a recolha de amostras líquidas à saída da bacia 3, por forma a avaliar o rendimento da remoção de efluentes. No entanto, por questões técnicas relacionadas com o ponto de amostragem à saída (localizado na caixa de saída), só foi possível recolher algumas amostras. Durante a monitorização, constatou-se que o descarregador de saída estava fechado, não permitindo a recolha de volume para amostra na caixa de saída. Assim, apenas foi possível recolher amostras nas primeiras amostragens, apresentando-se na Tabela 5.16 os intervalos de valores obtidos para todos os parâmetros nas 8 campanhas. Apresenta-se ainda os valores limites de descarga (VLE) previstos no Decreto-Lei nº 236/98.

Os valores globais das amostragens efetuadas à saída da bacia 3, bem como no ponto de descarga (ribeira de Corges), após a chuvada são apresentados no Anexo V.

Os resultados obtidos mostram que apenas na campanha realizada em maio, se obtiveram valores de SST e CQO, na descarga, superiores aos VLE. Realce ao fato de maio não ter sido um dos meses onde se verificou a descarga contínua de volumes para o meio receptor. Nos eventos com descarga de efluente durante a chuvada (meses de fevereiro, março, outubro e novembro), os valores dos parâmetros foram sempre inferiores aos VLE, embora não tenha havido amostragens para os tempos finais da chuvada, onde terá ocorrido descarga contínua da bacia 3.

No entanto, observando os resultados das análises aos mesmos parâmetros, determinados em amostras efetuadas no meio receptor após as chuvadas de janeiro, fevereiro, abril e maio (ver Anexo V), e sabendo que houve descarga no evento de maio, constata-se que a qualidade da água da ribeira de Corges é adequada para rega, para ser captada para produzir água para abastecimento público e cumpre os objetivos mínimos de qualidade para águas superficiais definidos no Decreto-Lei nº 236/98.

Tabela 5.16 - Intervalo de resultados obtidos para o efluente da bacia 3, nas 8 campanhas

Parâmetro	Efluente da bacia 3								VLE
	janeiro	fevereiro	março	abril	maio	setembro	outubro	novembro	
pH	7,12 - 7,13	7,01 - 7,05	7,19 - 7,21	7,21 - 7,28	7,15 - 7,19	7,08 - 7,12	7,21 - 7,25	7,21 - 7,26	6,0 - 9,0
Temp. (°C)	9 - 9,12	11,2 - 11,3	12,2 - 12,6	12,2 - 13,7	11,4 - 11,6	15,4 - 15,6	10,1 - 10,4	15,6 - 15,9	+3,0
Cond. (mS/cm)	41 - 44	33 - 42	45 - 48	45 - 67	440 - 487	51 - 54	56 - 64	35 - 41	-
OD (mg/l)	5,33 - 5,48	3,21 - 3,34	2,12 - 2,45	2,12 - 3,15	2,11 - 2,38	2,76 - 3,12	--	--	-
SST (mg/l)	10 - 15	15 - 20	25 - 35	35 - 40	55 - 65	20 - 25	30 - 40	35 - 50	60,0
CQO (mg/l)	21,3 - 29,8	33,5 - 38,2	12,5 - 21,3	12,5 - 67,3	356 - 411	43 - 38	23,4 - 33,5	36 - 63	150,0
N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	< 0,02	0,56 - 0,61	0,12 - 0,23	0,23 - 0,43	1,26 - 1,84	0,11 - 0,13	< 0,02	0,56 - 0,65	10,0
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	< 0,10	15,3 - 17,1	3,2 - 4,1	2,11 - 3,2	20,4 - 23,1	2,23 - 3,12	2,12 - 3,30	2,70 - 9,80	50,0
Cu (mg/l)	0,015 - 0,016	0,001	0,001	0,001 - 0,002	0,006 - 0,009	0,001 - 0,003	0,001 - 0,002	0,001 - 0,002	1,00
Cr (mg/l)	0,003 - 0,004	0,001 - 0,002	0,000 - 0,001	0,000 - 0,001	0,006 - 0,010	0,001 - 0,004	0,001 - 0,002	0	2,00
Zn (mg/l)	< 0,10	0,16 - 0,21	< 0,10	0,01 - 0,02	<0,10 - 0,12	< 0,10	< 0,10	0,10 - 0,16	-
O&G (mg/l)	0,4 - 0,46	--	--	0,11	0,62 - 0,76	--	< 0,10	--	-
HAP (µg/l)	0,42 - 0,48	--	--	0,01	0,81 - 0,93	--	< 0,20	< 0,20	-

-- Parâmetros não determinados

- Parâmetros não contemplados na legislação



# Capítulo 6

## Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

### 6.1 Conclusões

Os resultados deste trabalho permitiram avaliar as características de AEE produzidas numa bacia hidrográfica drenante para um troço do acesso de Covilhã Norte à autoestrada A23, com contribuição de escoamento de uma área significativa de solo (solo agrícola e taludes adjacentes à estrada) e de uma menor área de faixa de rodagem, bem como avaliar a capacidade de tratamento de uma bacia de detenção. Os resultados utilizados foram recolhidos de uma monitorização efetuada em 2006, tendo sido validadas 8 chuvadas de 8 meses, com medição de caudal e determinação de parâmetros físicos-químicos ao longo de vários períodos de tempo da chuvada, cuja duração variou entre as 4h e as 7h.

O levantamento da área da bacia hidrográfica drenante indicou que as áreas de solo e de faixa são muito maiores do que as do projeto realizado em 2004, que se justifica por alterações efetuadas durante a construção do acesso, que aumentou consideravelmente a área drenante, e também são maiores do que as calculadas por um estudo anterior realizado em 2006. Esta circunstância, associada à retificação de coeficientes de escoamento considerados mais adequados para o solo e faixa, levou a concluir que houve erros na estimativa das áreas drenantes, no projeto da bacia, na sua construção e na avaliação posterior do seu funcionamento. A bacia 3 foi construída com um volume útil líquido de 232 m<sup>3</sup>, tendo ficado sobredimensionada em mais de 1,6 vezes o volume sugerido no projeto (que era de 142,5 m<sup>3</sup>) e cerca de mais de 1,2 vezes do valor necessário, de acordo com a correção de cálculo efetuada neste estudo (que deu 197 m<sup>3</sup>).

Para chuvadas que produzam escoamentos superiores a 232 m<sup>3</sup>, que serão as de intensidade superior a 29,4 mm ou duração superior a 6h, haverá risco de descarga de poluentes no meio receptor, a não ser que se garanta um tempo de detenção mínimo na bacia de 3h, o que equivale a ter caudais afluentes inferiores a 21,5 L/s. Nas 8 campanhas utilizadas, verificou-se que 4 (correspondente aos eventos de fevereiro, março, outubro e novembro) apresentaram intensidades de precipitações superiores a 29,4 mm e durações entre 3h e 7h, tendo entre 50% e 80% da maioria da massa dos poluentes entrado com menos de 50% do volume afluente. Nestes eventos, pressupõem-se que a bacia começou a descarregar efluente após ter entrado a maioria da carga poluente, o que poderá ter levado à sua introdução na

ribeira do Corges. Contudo, não foi possível confirmar os valores de carga poluente descarregada no meio receptor por ausência de amostragens adequadas à saída da bacia.

A estimativa de cargas mássicas, concentrações médias no evento e concentrações médias no local, com base em balanços de massa, permitiu ter informação mais adequada sobre as cargas produzidas ao longo do tempo, a origem de diferentes poluentes e o tempo de entrada do primeiro fluxo. Assim, as cargas afluentes de matéria orgânica, matéria sólida, amónio e nitrato terão tido origem na área de solo, enquanto as cargas de metais pesados, óleos & gorduras e hidrocarbonetos terão vindo do betuminoso e acessórios da estrada, que era nova na altura da monitorização. O primeiro fluxo, para a generalidade das chuvadas, entrou até aos primeiros 30 min, embora tenha havido 2 chuvadas onde se prolongou para lá da 1h.

Verificaram-se correlações lineares estatisticamente significativas entre SST e O&G, SST e HAP, CQO e O&G, Cu e O&G, O&G e HAP, O&G e HAP, o que permitiu avaliar melhor a relação entre os poluentes gerados na estrada e na envolvente.

A comparação de valores de CME e CML com os de outras estradas evidenciou que a variação de parâmetros como a CQO, SST, azoto, hidrocarbonetos e até metais pesados pode não ter relação direta com TMD, porque fatores como o estado da via, o regime de precipitações, o tipo e dimensão da área de drenagem de solo e via podem ter mais peso do que o tráfego, em especial se este for baixo, como acontece no acesso Covilhã Norte à A23.

Este tipo de monitorização deve ser previsto nos Planos de Monitorização Ambiental das estradas porque, além de permitir um conhecimento aprofundado da origem dos poluentes e dos fatores que afetam a sua variação, permite também avaliar a eficácia dos sistemas de tratamento e o eventual impacte de descargas nos meios receptores.

## **6.2 Perspetivas de trabalho futuro**

Este trabalho pode ser aprofundado, antevendo-se que poderão ser estudados os seguintes tópicos:

- 1) Avaliação da variação das cargas poluentes mássicas afluentes e efluentes da bacia de tratamento para iguais períodos de amostragem e para mais eventos em cada mês.
- 2) Avaliação da eficiência do tratamento e do impacte de descargas no meio receptor para eventos que produzam escoamento superior à capacidade da bacia.
- 3) Avaliação da remoção de microrganismos patogénicos.
- 4) Determinação de custos da monitorização.

## Referências Bibliográficas

1. Albuquerque A. (2009) - Monitorização ambiental da A23. Encontro Nacional sobre *A Segurança Rodoviária e Impacto Sócio-Económico da A23 na Região da Beira Interior*, 24 de Setembro de 2009, Cine Teatro Avenida, Castelo Branco, Portugal, 24 slides (não publicado, a convite da SCUTVIAS e do Governo Civil de Castelo Branco).
2. Albuquerque A., Carvalho P. (2005) - Programa de monitorização da qualidade das águas - Lanço A23/IP2 (Teixoso/Alçaria-ligação à Covilhã). Plano de monitorização ambiental da A23 . Segundo relatório. SCUTVIAS - Autoestradas da Beira Interior S.A. UBI. Covilhã. 2 de Novembro de 2005. 20 pp.
3. Albuquerque A., Carvalho P. (2005a) - Programa de monitorização da qualidade das águas - Lanço A23/IP2 (Teixoso/Alçaria-ligação à Covilhã). Plano de Monitorização Ambiental da A23, SCUTVIAS - Autoestradas da Beira Interior S.A. Segundo relatório, UBI, Covilhã, 2 de Novembro de 2005, 20 pp.
4. Albuquerque A., Carvalho P. (2005b) - Programa de monitorização da qualidade das águas- Lanço A23/IP2 (Teixoso/Alçaria-ligação à Covilhã). Plano de Monitorização Ambiental da A23, SCUTVIAS - Autoestradas da Beira Interior S.A. Primeiro relatório, UBI, Covilhã, Maio de 2005, 26 pp
5. Albuquerque A., Mesquita M. C., Amado L., Craveiro R. (2014) - Efeito da variação de carga no desempenho de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e horizontal. *Industria e Ambiente*, Nº 85, pp. 18-21.
6. Albuquerque A., Oliveira J., Semitela S., Amaral L. (2010) - Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Sciences*, V. 22, N. 6, 820-825.
7. Albuquerque M., Barbosa A., Albuquerque A. (2006) - Avaliação do funcionamento de sistemas de tratamento da A23 - ligação Covilhã (Norte). Actas do *12º Encontro Nacional de Saneamento Básico (12ENaSB)*, APESB, 24 a 27 de Outubro de 2006, Cascais, 15 pp.
8. Andrietta, A. J. (2002) - Pneus e meio ambiente: um grande problema requer uma grande solução. link < <http://pt.scribd.com/doc/15706935/Pneus-e-Meio-Ambiente> >. Consultado em 04/03/2014.
9. Antunes P., Barbosa A. E. (2005) - Effects of atmospheric salt deposition on highway runoff characteristics . Hydraulics and Environment Department. LNEC e EST-IPV.
10. APA (2012) - Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água - Implementação 2012-2020. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa. Junho de 2012. 84 pp.
11. APHA (1995) - Standard methods for the examination of water and wastewater. 19ª Edição, APHA, AWWA, WEF, Washington DC (EUA), 1220 pp.
12. APHA-AWWA-WEF (1999) - Standard methods for examination of water and wastewater. 20ª Edição, American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington DC, EUA.
13. Asano T., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R., Tchobanoglous G. (2007) - Water reuse. McGrawHill, Nova York, EUA.
14. Bank, F e Jongedyk, H. (1999) - Is Highway runoff a serious problem? U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration - Turner-Fairbank Highway Research Center.
15. Barbosa A. E. (1999) - Highway Runoff Pollution and Design of Infiltration Ponds for Pollutant Retention in Semi-Arid Climates. Tese de doutoramento, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University, Dinamarca.

16. Barbosa A. E. (2003). Modelos para a previsão da qualidade das águas de escorrência de estradas em Portugal. In “Curso sobre características de águas de escorrência de estradas em Portugal e minimização dos seus impactes”. pp. 93-107.
17. Barbosa A. E. (2007) - Establishing a procedure to predict highway runoff quality in Portugal. In: G. M. Morrison and S. Rauch (eds.), Highway and Urban Environment: Proceedings of the 8th Highway and Urban Environment, Springer, 371-383.
18. Barbosa A. E. (2011) - Directrizes para a gestão integrada das escorrências de estradas em Portugal. Fundação para a Ciência e a Tecnologia. 97 pp.
19. Barbosa A. E., Escarameia M., Fernandes J. N., Carvalho C. (2009) - Águas de escorrência de estradas. Sistemas para minimização de impactes. Relatório síntese 330/2009, LNEC, Outubro de 2009, 29 p.
20. Barbosa, A. E., Fernandes, J., Henriques, M. J. (2006) - Características Poluentes Duma Estrada Costeira e Avaliação do sistema de Tratamento das suas Escorrências. In 12º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Cascais.
21. Barbosa, A. E., Fernandes, J.N. (2008) - Assessment of treatment systems for highway runoff pollution control. 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK. 10 pp.
22. Barbosa, A. E., Hvitved-Jacobsen, T. (2001) - Infiltration pond design for highway runoff treatment in semiarid climates. Journal of Environmental Engineering. ASCE. 127 (11). pp 1014-1022.
23. Barbosa, A. E., Leitão, C. R. (2003) - Águas de Escorrência de Estradas. Sistemas para minimização de Impactes. 1º Relatório 233/03-NRE/DHA, LNEC, 130pp.
24. Barbosa, A. E., Telhado, A., Calço, J., Fernandes, J. N., Vieira, J., Almeida, L. V., Whitehead, M., Ramísio, P. J., Antunes, P. B., e Baguinho, R. (2011) - Directrizes para a gestão integrada das escorrências de estradas em Portugal. LNEC, Europress, Lda.
25. Barrett M. (2003) - Roadside Vegetated Treatment Sites (RVTS) Relatório Técnico CTSW-RT-03-028. California Department of Transportation, (CALTRANS). Sacramento, EUA.
26. Brandão C., Rodrigues R., Costa J. (2001) - Análise de fenómenos extremos. Precipitações intensas em Portugal Continental. DSRI, INAG, Lisboa, 64 p.
27. Bruen M., Johnson P., Quin M. K., Mesfin D., Higgins N., Brandley C., e Burns S. (2006) - Impact assessment of highway drainage on surface water quality, EPA, 2000-MS-13-M2. Main Report, 272 pp.
28. Burton, J. G. A., Pitt, R. E. (2002) - Stormwater effects handbook. Lewis Publishers, Inc.. 911 pp.
29. Carlsson, A, Nordstrom, O & Perby, H. (1992) - Effekter av dubbdack. Konsekvenser av Andrade bestammelser. VTI Meddelande 674.
30. Chow, V. T., Maidment, D. R. e Mays, L. W. (1988) - Applied Hydrology. McGraw-Hill International Student Edition, Singapura, 498 pp.
31. Chui T. W., Mar, B. W., Horner, R. R. (1982) - Pollutant Loading Model for Highway Runoff. Nature, vol. 108, nº EE6, pp. 1193-1209.
32. Costa J. (1999) - Caracterização e Constituição do Solo. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 4ª ed.
33. Costa, M., (1996) - Estudo de tratabilidade da água da albufeira de Crestuma - Lever pelo processo de filtração direta. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.
34. Crabtree, A., Benford, S., Rodden, T., Greenhalgh, C., Flintham, M., Anastasi, R., Drozd, A., Adams, M., Row-Farr, J., Tandavanitj, N. e Steed, A. (2004) - Orchestrating a mixed game on the ground. Proceedings of the 2004 CHI Conference on Human Factors in Computing System. Vienna. ACM Press. pp. 391-398.

35. Crabtree B., Dempsey P. Moy F., Brown C., Song, M. (2008) - Improved determination of pollutants in highway runoff - phase 2. Relatório final UC7697. Highways Agency Contract, Agosto 2008, Inglaterra, 74 pp.
36. De Vlioger, I., D. De Keukeleere, *et al.* (2000) - Environmental effects of driving behaviour and congestion related to passenger cars. In Atmospheric Environment 34 (27): 4649-4655.
37. Deletic A., Fletcher T. (2006) - Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. *Journal of Hydrology*. V.317, 261-275.
38. Diamantino, C. (2002) - Poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas. Um caso de estudo na EN10 - Recta do Cabo. Tese de mestrado, Universidade de Lisboa, 227 pp.
39. 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.
40. Driscoll, E.D., Shelley, P.E., and Strecker, E.W. (1990a) - Pollutant Loadings and Impacts from Highway Stormwater Runoff, Vol.I: Desing Procedure, Federal Highway Administration, Office of Research and Development Report No. FHWA-RD-88-006.
41. DWW (1995) - Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands - An overview Ministry of Transport, Public Works and Water Management; Road and Hydraulic Engineering Division (DWW). Marcel Koeleman, Willem Janssen vd Laak e Hannah Letswaart. Netherlands.
42. Ellis, B., Mitchell, G. (2006) - Urban diffuse pollution: key data information approaches for the water Framework directive. *Water and Environment Journal*, 20: 19-26.
43. FHWA (1996) - Evaluation and management of highway runoff water quality. Publicação da Federal Highway Administration nºFHWA-PD-96-032. U.S. Department of Transportation. Washington. 457 pp.
44. Figueiredo, E. (2011) - Pontos críticos na caracterização físico-química das águas de escorrência de estradas - Estudos do caso Porjecto G-Terra. Tese de mestrado. IPV-ESTV. 107 pp.
45. Gomes A.P. (2008) - Acumulação e transporte de sedimentos na microdrenagem: monitoramento e modelagem. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.
46. Gomes C. F. (2002) - Argilas. Aplicações na Indústria. O Liberal, Empresa de Artes Gráficas, Lda. P.336 p.
47. Gupta, M. K., Agnew, R.W., Gruber, D. & Kreutzberger, W. (1981b) - Constituents of highway runoff. Vol. 1 V: Characteristics of runoff from operating highways, Research Report. Federal Highway Administration. FHW A/RD-81/045.
48. 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.
49. 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.
50. Healy M., Rodgers M., Keating E. (2008) - Constructed wetlands for the treatment of highway runoff. In: Robert H. Theobald (Ed.) Environmental Management. Nova Publishers, EUA, Chapter 5, 139 - 160.
51. Hvitved-Jacobsen (2003) - Comunicação pessoal sobre os coeficientes de variação das CML. Outubro.
52. IEP (2001) - Manual de Drenagem Superficial em Vias de Comunicação. Lisboa, Instituto de Estradas de Portugal.

53. James, C. (1999) - The Impact of Pollutants from Roads and Vehicles on the Local Natural Environment. POLMIT Project Report, PR/SE/603/99, RO-97-SC. 1027. Transport Research Laboratory, 1999, 131 pp.
54. Jones D. (2012) - Development and evaluation of best management practices (BMPS) for highway runoff pollution control. Tese de mestrado. Universidade de Nebraska, Lincoln, EUA. 171 pp.
55. Joumard, R., F. Philippe, *et al.* (1999) - *Reliability of the current models of instantaneous pollutant emissions*. The Science of the Total Environment 235 (1-3): 133-142.
56. Kayhanian, M., Young, T., Strenstrom, M. (2005) - Methodology to measure small particles and associated constituents on highway runoff, Department of civil and environmental engineering, University of California.
57. Leitão T., Barbosa A., Henriques M., Ikävalko V., Menezes J. (2005) - Avaliação e Gestão Ambiental das Águas de Escorrência de Estradas. Relatório Final. Relatório 109/05 - NAS, LNEC, Lisboa, Abril de 2005, 243 pp.
58. Leitão T., Lehmann N., Smets S., Lobo Ferreira J., Holm P. (2000) - WP2/4 Pollution from Roads and Vehicles and Dispersal to the Local Environment: Mass Flux and Mass Balance Calculations; Assessment of Pollution of Groundwater and Soils by Road and Traffic Sources. LNEC e VKI, março de 2000, 47 pp.
59. Leitão, T. E., Lobo Ferreira, J.P., Smets, S., Diamantino, C. (2000a) - Poluição de solos e de águas subterrâneas causadas por estradas: mecanismos de dispersão de poluentes e medidas de minimização da poluição. In “A Qualidade Rodoviária na Viragem do Século”. Comunicação apresentada ao 1º Congresso Rodoviário Português. 28–30 de Novembro. LNEC. Vol. I. pp. 27-38
60. Leitão, T., Henriques, M. J., Barbosa, A. E., Fernandes, J., Antunes, S., Patrício, J., Ascensão, F. e Mira, A. (2006) - Avaliação da Eficácia das Medidas de Minimização de Impactes Ambientais Implementadas em Portugal. 2º Relatório, Relatório 322/2006 - NAS, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Novembro de 2006, 105 pp.
61. Lima, V. (2009) - Análise Experimental e Numérica de Trincheiras de Infiltração em Meio Não Saturado. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo.
62. LNEC (2008) - Avaliação da eficácia das medidas de minimização de impactes ambientais implementadas em Portugal. Sistemas de tratamento de águas de escorrência. Relatório final sectorial. Lisboa. Maio. 1999 pp.
63. Maestri B., Lord B., (1987). Guide for mitigation of highway stormwater runoff pollution. *The Science of the Total Environment*, V. 59, 467-476.
64. Maçarico M., Baguinho R. (2013) - Caso prático - sistema de bacias de retenção/decantação do viaduto da EN10-8 sobre o sapal da reserva natural do estuário do Sado. Actas do 7º Congresso Rodoviário Português. LNEC, 10-12 de Abri de 2013, 10 pp.
65. MAOT (2007) - PEAASAR - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2000-2006). Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 143.
66. Marecos do Monte M., Albuquerque A. (2010) - Reutilização de águas residuais. Guia Técnico Nº 14. ISEL. Lisboa, Portugal, 319.
67. Maristnay, A. E. (1989) - Effectiveness of Wet Detention and Retention Ponds for Improving Stromwater Quality, *Proceedings of the 1989 National Conference on Hydraulic Engineering*, ASCE, New York, NY, pp. 1047-1052
68. Martins M. (2011) - Remoção de zinco em solução aquosa por filtração reativa: efeito da constituição do meio do meio filtrante. Tese de mestrado, Universidade do Minho, Braga.
69. Matias M. G. (2006) - Bacias de retenção. Estudo de métodos de dimensionamento. Tese de mestrado. Universidade do Porto, Faculdade de Engenharia. 237 pp.

70. Matos R. S., Pinheiro, I. (2000) - Minimizar Cheias e Descargas Poluentes em Tempo de Chuva: Os pavimentos Reservatórios como Técnica Alternativa - IX Encontro Nacional de Saneamento Básico, Loures.
71. Matos, M. R. (2000) - Gestão Integrada de Águas Pluviais em Meio Urbano. Visão Estratégica e Soluções para o Futuro. Teses e Programas de Investigação do LNEC-TPI 16, ISBN 972-49-1854-8, Lisboa, 2000, 308 pp.
72. Matos, R. e Silva, M. (1986) - Estudos de Precipitação com Aplicação no Projecto de sistemas de Drenagem Pluvial. Curvas de Intensidade - Duração - Frequência da Precipitação em Portugal. ITH 24, LNEC, Lisboa.
73. Monteiro, M. (2010) - Estudo de bacias de retenção / tratamento em auto-estradas - Caso da A24. Tese de mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. 139 pp.
74. MOPU (1989) - Mathematical model of hydraulic simulation in the project of construction of the channeling of the Segura River between Murcia and Beniel. (Section 2)
75. Muschack, W. (1990) - Pollution of street runoff by traffic and local conditions. *The Science of the Total Environment* 93, 419-431.
76. Polkowska Z., Skarzynska K., Dubiella-Jackowska A., Staszek W. and Namiesnik J. (2007) - Evaluation of pollutant loading in the runoff waters from a major urban highway (Gdansk Beltway, Poland), *Global NEST Journal*, 9(3), 269-276.
77. Prodanoff J. (2005) - Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano . Tese de doutoramento. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 276 pp.
78. Prodanoff, J. (2005) - avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano. Tese de doutoramento. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 276 pp.
79. Purchas, D. B. (1997) - Handbook of Filtration Media, Elsevier Advanced Technology.
80. Quintela, A. C. (2002) - Hidráulica. Fundação Calouste Gulbenkian, 7ª edição, Lisboa.
81. Ramísio, P. (2007) - Retenção de metais pesados de escorrência rodoviárias por filtração reactiva. Tese de doutoramento. Universidade do Minho, Braga.
82. Roseiro, C. M. D. (2002) - Poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas. Um caso de estudo na EN10 - Recta do Cabo. Tese de Mestrado LNEC.
83. Sansalone, J. J., Buchberger, S. G. (1997) - Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering* nº2. Vol. 123. pp 134-143.
84. Santos D., Aguilera, A. (2004) - Monitorização da qualidade da água na A22 - Via do Infante. Euroscut, Sociedade Concessionária da SCUT do Algarve. 39 pp.
85. Schueler T. R. (1992) - Design of stormwater wetland system: Guidelines for creating diverse and effective stormwater wetlands in the Mid-Atlantic Region. Relatório Técnico, Metropolitan Washington council of governments. Washington, D.C., EUA.
86. 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.
87. Silva, A. (2009) - Controle da poluição difusa de origem pluvial em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de retenção. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.
88. Silva, H. (2006) - Caracterização do mastique betuminoso e da ligação agregado-mastique: contribuição para o estudo do comportamento das misturas betuminosas. Tese de doutoramento. Universidade do Minho.

89. Silva, I., M., Pereira, L., Frazão, N. e Carneiro, V. (2004) - Projecto de Medidas de Minimização - Sistema de Tratamento de Águas de Drenagem da Plataforma. MOPHT, Lisboa, 13 pp.
90. Silva, J. (2010) - Modelação e Avaliação do Potencial de Desempenho das Lombas Redutoras de Velocidade. Tese de Doutoramento Universidade de Coimbra.
91. Taylor, B., Barrett, M. (2004) - Best management practices. Tarleton State University.
92. Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. (2003) - Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4ª Edição. McGraw-Hill, Nova York, EUA.
93. Teixeira D’Azevedo, R. (2013) - Optimização de Sistemas de Tratamento de Águas de Escorrência. Dissertação de doutoramento. Universidade Nova de Lisboa.
94. Vieira A., Oliveira R., Matos J. S., Barbosa A. (2002) - Controlo da poluição de escorrências pluviais de vias rápidas em Portugal. Actas do 6.º Congresso da Água, Porto Março de 2002.
95. Virtudes A. (2011) - Rede de Cidades em Regiões do Interior - Oportunidades Criadas pela Auto-Estrada *in Revista Portuguesa de estudos regionais*, 2º Quadrimestre, Nº27. APDR - Associação Portuguesa para o Desenvolvimento Regional. pp 29-39.
96. Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T. (2005) - Urban Storm Drainage Pollution - Concepts and Engineering. Process Engineering of Urban and Highway Runoff. Ph.D. Course, Aalborg University.
97. 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.
98. Wanielista P., Yousef, Y. (1993) - Stormwater management . John Wiley & Sons, Inc.. Canada. 579 pp.
99. Wium-Andersen T. (2012) - Reduction of stormwater runoff toxicity by wet detention ponds. Tese de Doutoramento. Universidade de Aalborg, Dinamarca, 126 pp.
100. Yaron, B., Calvet, R., Prost, R., (1996) - Soil Pollution - Process and dynamics. Springer.
101. Young G., Cole P., Stein S., Kammer T., Graziano F., Bank, F. (1996) - Evaluation and management of highway runoff water quality . Federal Highway Administration Nº. FHWA-PD-96-032, U.S. Department of Transportation, Office of Environment and Planning.
102. 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.

# Anexos



## **Anexo I**

Caraterização geométrica da bacia







## **Anexo II**

Resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 1 - Afluente à bacia

**Campanha: 16 de Janeiro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	11,53	7,21	9,20	33,0	6,1	10,0	16,0	< 0,02	< 0,10	0,006	0,003	0,24	0,19	0,15
t = 10	0,17	10,00	22,71	7,15	9,10	41,0	-	-	-	-	-	0,003	0,002	0,31	0,25	0,18
t = 20	0,33	10,00	31,62	7,25	8,80	28,0	6,38	10,0	11,7	< 0,02	< 0,10	0,005	0,002	0,28	0,32	0,20
t = 30	0,50	10,00	44,74	7,33	9,00	33,0	-	20,0	15,6	< 0,02	< 0,10	0,010	0,004	0,34	0,36	0,22
t = 40	0,67	10,00	39,85	7,28	9,10	41,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 55	0,92	15,00	27,28	7,25	9,00	36,0	6,21	15,0	26,5	< 0,02	< 0,10	0,011	0,002	0,22	0,32	0,11
t = 1h10	1,17	15,00	12,97	7,31	9,10	25,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	3,95	7,29	8,90	21,0	6,38	5,0	18,3	< 0,02	< 0,10	0,011	0,001	0,16	0,21	0,08
t = 2h10	2,17	30,00	1,23	7,24	9,10	19,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	0,38	7,20	9,30	18,0	6,04	5,0	26,7	< 0,02	< 0,10	0,006	0,002	< 0,10	0,18	-
t = 4h10	4,17	60,00	0,17	7,22	9,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10	5,17	60,00	0,17	7,25	9,30	20,0	5,94	5,0	20,3	< 0,02	< 0,10	0,003	0,002	0,12	0,21	-
t = 6h10	6,17	60,00	0,10	7,21	9,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	0,00	7,25	9,50	15,0	5,98	5,0	16,7	< 0,02	< 0,10	0,004	0,001	0,15	0,25	-

**Campanha: 19 de Fevereiro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	14,85	7,11	11,20	112,0	4,30	145,0	125,6	1,12	23,2	0,01	0,004	0,42	-	-
t = 10	0,17	10,00	34,63	7,08	11,00	122,0	4,30	180,0	148,6	1,09	32,3	0,020	0,008	0,78	-	-
t = 20	0,33	10,00	51,56	7,13	11,50	144,0	4,50	200,0	152,2	1,43	38,70	0,020	0,005	0,95	-	-
t = 30	0,50	10,00	58,70	7,15	12,00	124,0	4,10	160,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 40	0,67	10,00	47,55	7,11	11,60	102,0	5,10	160,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 55	0,92	15,00	43,09	7,08	12,10	111,0	3,20	150,0	68,7	0,76	31,20	0,002	0,002	0,56	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	32,12	7,06	12,50	115,0	4,50	100,0	54,5	0,54	28,6	-	-	-	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	28,70	7,10	12,50	102,0	5,10	75,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	14,09	7,12	12,30	91,0	4,30	50,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	5,80	7,07	12,00	88,0	4,00	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	2,36	7,09	12,60	91,0	3,70	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10	5,17	60,00	1,23	7,11	12,40	65,0	4,30	10,0	28,4	0,32	21,20	0,001	0,001	0,41	-	-
t = 6h10 (final da amostragem)	6,17	60,00	0,76	7,13	12,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Campanha: 24 de Março de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	29,18	7,23	13,30	76,0	5,43	165,0	90,3	1,34	15,6	0,03	0,002	0,32	-	-
t = 10	0,17	10,00	58,09	7,25	13,60	88,0	5,21	200,0	112,3	1,56	12,3	0,04	0,001	0,43	-	-
t = 20	0,33	10,00	56,28	7,27	14,00	92,0	5,16	225,0	123,1	1,78	17,6	0,04	0,001	0,52	-	-
t = 30	0,50	10,00	64,87	7,33	13,50	65,0	5,23	175,0	100,3	1,23	13,4	0,04	0,002	0,31	-	-
t = 40	0,67	10,00	62,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 55	0,92	15,00	44,74	7,31	14,50	55,0	5,43	100,0	87,2	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	39,31	7,35	14,30	43,0	5,34	75,0	81,2	0,67	6,5	0,02	0,001	0,23	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	25,88	7,36	14,00	41,0	5,32	75,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	20,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	12,24	7,25	14,50	35,0	5,41	25,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	3,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10 (final da amostragem)	5,17	60,00	0,91	7,21	14,60	31,0	5,21	20,0	25,6	0,12	6,4	0,001	0,001	0,34	-	-

Campanha: 22 de Abril de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	6,09	6,98	15,40	134,0	4,32	60,0	56,0	0,76	5,65	0,004	0,001	0,43	1,22	0,87
t = 10	0,17	10,00	13,71	7,04	15,60	147,0	4,55	70,0	67,0	0,65	6,54	0,02	0,002	0,31	1,14	0,73
t = 20	0,33	10,00	17,62	7,03	15,80	155,0	4,21	80,0	89,0	0,71	6,32	0,03	0,003	0,38	0,89	0,92
t = 30	0,50	10,00	18,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 40	0,67	10,00	16,02	7,05	15,6	121,0	4,12	60,0	64,0	0,87	6,32	0,003	0,0	0,22	0,32	0,71
t = 55	0,92	15,00	9,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	6,37	7,11	16,20	112,0	4,23	55,0	54,0	0,67	5,43	0,003	0,003	0,13	0,34	0,53
t = 1h40	1,67	30,00	3,95	7,10	16,00	116,0	4,21	60,0	48,0	0,62	4,32	0,002	0,003	0,15	0,24	0,53
t = 2h10	2,17	30,00	1,58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	0,10	7,14	15,6	97,0	4,11	25,0	41,0	0,45	4,21	0,002	0,001	0,23	0,18	0,31

Campanha: 4 de Maio de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	6,66	7,36	12,60	362,0	2,38	180,0	639,0	2,95	29,20	0,020	0,020	0,93	0,88	0,36
t = 10	0,17	10,00	23,16	7,26	13,10	333,0	2,96	135,0	412,0	2,54	30,60	0,020	0,015	0,84	1,33	0,49
t = 20	0,33	10,00	45,86	7,29	12,10	301,0	2,12	120,0	304,0	1,86	33,60	0,010	0,020	0,58	0,74	0,26
t = 30	0,50	10,00	47,55	7,21	11,60	312,0	3,06	85,0	254,0	1,78	31,50	0,020	0,008	0,71	0,38	0,40
t = 40	0,67	10,00	29,18	7,20	12,00	271,0	3,10	70,0	239,0	1,68	30,40	0,010	0,006	0,60	0,68	0,32
t = 55	0,92	15,00	34,12	7,18	12,30	277,0	-	70,0	223,0	1,55	22,30	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	11,18	7,13	11,40	266,0	3,25	75,0	210,0	1,34	21,60	0,020	0,010	0,32	0,25	0,35
t = 1h40	1,67	30,00	6,37	7,12	12,10	254,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	2,15	7,10	11,40	230,0	3,00	70,0	208,0	1,12	19,80	0,020	0,005	0,40	0,42	0,20
t = 3h10	3,17	60,00	0,49	7,13	11,20	225,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	0,17	7,10	11,20	221,0	3,20	65,0	206,0	1,22	17,40	0,010	0,005	0,21	0,56	0,28

Campanha: 23 de Setembro de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	1,40	7,24	17,20	112,0	3,21	90,0	345,0	3,12	33,20	0,035	0,034	0,45	-	-
t = 10	0,17	10,00	3,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 20	0,33	10,00	13,34	7,21	17,60	115,0	4,23	100,0	356,0	2,34	41,20	0,042	0,039	0,54	-	-
t = 30	0,50	10,00	32,61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 40	0,67	10,00	44,74	7,16	15,90	123,0	4,32	80,0	211,0	2,13	28,20	0,034	0,031	0,34	-	-
t = 55	0,92	15,00	51,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	27,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	20,11	7,18	17,40	98,0	4,4	60,0	156,0	1,45	23,4	0,021	0,021	0,23	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	12,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	4,98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	1,40	7,13	17,80	91,0	4,54	30,0	143,0	0,56	24,50	0,015	0,005	0,14	-	-

**Campanha: 25 de Outubro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	7,87	6,98	11,20	134,0	-	130,0	145,0	0,23	12,30	0,011	0,004	0,34	0,56	0,44
t = 10	0,17	10,00	10,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 20	0,33	10,00	14,47	7,04	11,00	146,0	-	125,0	132,0	0,45	14,50	0,014	0,002	0,38	0,89	0,43
t = 30	0,50	10,00	52,73	7,10	11,30	156,0	-	140,0	123,0	0,56	17,80	0,018	0,002	0,21	0,98	0,34
t = 40	0,67	10,00	65,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 55	0,92	15,00	62,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	56,88	7,11	10,60	111,0	-	100,0	102,0	0,15	15,60	0,013	0,001	0,16	0,43	0,32
t = 1h40	1,67	30,00	66,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	45,86	7,13	10,90	109,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	34,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	16,02	7,06	11,10	92,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10	5,17	60,00	20,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 6h10	6,17	60,00	12,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	5,80	7,09	11,20	65,0	-	65,0	75,0	0,11	11,10	0,004	0,001	0,28	0,32	0,25

**Campanha: 16 de Novembro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Afluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	13,34	6,98	14,70	184,0	-	150,0	220,0	1,04	19,20	0,020	0,008	0,75	-	0,44
t = 10	0,17	10,00	27,75	6,99	14,20	121,0	-	210,0	176,0	1,08	11,90	0,010	0,008	0,90	-	0,48
t = 20	0,33	10,00	58,70	6,88	14,80	108,0	-	180,0	146,0	1,07	12,90	0,010	0,003	0,33	-	0,52
t = 30	0,50	10,00	75,17	6,85	14,60	98,0	-	160,0	129,0	1,02	10,90	0,007	0,005	0,15	-	0,36
t = 40	0,67	10,00	50,98	6,86	14,80	87,0	-	150,0	99,0	0,95	8,50	0,005	0,002	0,20	-	0,15
t = 55	0,92	15,00	34,12	6,63	14,90	65,0	-	85,0	76,0	0,89	6,40	0,002	0,001	0,15	-	0,22
t = 1h10	1,17	15,00	34,63	6,83	14,70	57,0	-	25,0	69,0	0,84	5,30	0,002	0,001	0,01	-	0,11
t = 2h10	2,17	60,00	16,81	7,78	14,50	18,0	-	15,0	41,0	0,45	0,90	0,002	0,001	0,00	-	0,15
t = 3h10 (final da amostragem)	3,17	60,00	20,11	7,85	14,60	20,0	-	-	30,0	0,47	0,90	-	-	-	-	-

- Não determinado



## **Anexo III**

Medições de caudal obtidas para as 8 campanhas realizadas

Campanha: 16 de Janeiro de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	49	0,0115	41,51	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	77	0,0227	81,77	10,27	10,27	6,9
0,33	10,00	96	0,0316	113,83	16,30	26,57	17,9
0,50	10,00	121	0,0447	161,08	22,91	49,48	33,4
0,67	10,00	112	0,0398	143,45	25,38	74,86	50,5
0,92	15,00	87	0,0273	98,21	30,21	105,07	70,9
1,17	15,00	53	0,0130	46,70	18,11	123,18	83,1
1,67	30,00	24	0,0040	14,23	15,23	138,41	93,4
2,17	30,00	11	0,0012	4,42	4,66	143,07	96,5
3,17	60,00	5	0,0004	1,35	2,88	145,96	98,5
4,17	60,00	3	0,0002	0,63	0,99	146,95	99,1
5,17	60,00	3	0,0002	0,63	0,63	147,58	99,6
6,17	60,00	2	0,0001	0,34	0,49	148,06	99,9
7,17	60,00	0	0,0000	0,00	0,17	148,23	100,0

Campanha: 19 de Fevereiro de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	58	0,0148	53,4571	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	102	0,0346	124,6704	14,84	14,84	4,4
0,33	10,00	133	0,0516	185,6268	25,86	40,70	12,2
0,50	10,00	145	0,0587	211,3077	33,08	73,78	22,1
0,67	10,00	126	0,0475	171,1666	31,87	105,65	31,6
0,92	15,00	118	0,0431	155,1266	40,79	146,44	43,8
1,17	15,00	97	0,0321	115,6168	33,84	180,28	54,0
1,67	30,00	90	0,0287	103,3301	54,74	235,02	70,4
2,17	30,00	56	0,0141	50,7160	38,51	273,53	81,9
3,17	60,00	31	0,0058	20,8884	35,80	309,33	92,6
4,17	60,00	17	0,0024	8,4827	14,69	324,02	97,0
5,17	60,00	11	0,0012	4,4152	6,45	330,47	98,9
6,17	60,00	8	0,0008	2,7384	3,58	334,04	100,0

Campanha: 24 de Março de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	91	0,0292	105,0571	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	144	0,0581	209,1255	26,18	26,18	6,3
0,33	10,00	141	0,0563	202,6245	34,31	60,49	14,6
0,50	10,00	155	0,0649	233,5397	36,35	96,84	23,4
0,67	10,00	151	0,0624	224,5581	38,17	135,02	32,6
0,92	15,00	121	0,0447	161,0799	48,20	183,22	44,2
1,17	15,00	111	0,0393	141,5297	37,83	221,05	53,3
1,67	30,00	84	0,0259	93,1713	58,68	279,72	67,5
2,17	30,00	71	0,0201	72,4020	41,39	321,12	77,4
3,17	60,00	51	0,0122	44,0777	58,24	379,36	91,5
4,17	60,00	21	0,0032	11,6464	27,86	407,22	98,2
5,17	60,00	9	0,0009	3,2676	7,46	414,67	100,0

Campanha: 22 de Abril de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	32	0,0061	21,9073	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	55	0,0137	49,3637	5,94	5,94	8,0
0,33	10,00	65	0,0176	63,4210	9,40	15,34	20,7
0,50	10,00	68	0,0189	67,8620	10,94	26,28	35,5
0,67	10,00	61	0,0160	57,6578	10,46	36,74	49,7
0,92	15,00	43	0,0095	34,1245	11,47	48,21	65,2
1,17	15,00	33	0,0064	22,9422	7,13	55,34	74,8
1,67	30,00	24	0,0040	14,2292	9,29	64,64	87,4
2,17	30,00	13	0,0016	5,6725	4,98	69,61	94,1
3,17	60,00	5	0,0004	1,3531	3,51	73,13	98,9
4,17	60,00	2	0,0001	0,3423	0,85	73,97	100,0

Campanha: 4 de Maio de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	34	0,0067	23,9928	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	78	0,0232	83,3691	8,95	8,95	5,6
0,33	10,00	123	0,0459	165,0901	20,70	29,65	18,6
0,50	10,00	126	0,0475	171,1666	28,02	57,67	36,3
0,67	10,00	91	0,0292	105,0571	23,02	80,69	50,7
0,92	15,00	101	0,0341	122,8416	28,49	109,18	68,7
1,17	15,00	48	0,0112	40,2462	20,39	129,57	81,5
1,67	30,00	33	0,0064	22,9422	15,80	145,36	91,4
2,17	30,00	16	0,0022	7,7454	7,67	153,03	96,2
3,17	60,00	6	0,0005	1,7786	4,76	157,80	99,2
4,17	60,00	3	0,0002	0,6288	1,20	159,00	100,0

Campanha: 23 de Setembro de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	12	0,0014	5,0308	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	23	0,0037	13,3492	1,53	1,53	0,6
0,33	10,00	54	0,0133	48,0235	5,11	6,65	2,8
0,50	10,00	98	0,0326	117,4093	13,79	20,43	8,6
0,67	10,00	121	0,0447	161,0799	23,21	43,64	18,4
0,92	15,00	133	0,0516	185,6268	43,34	86,98	36,7
1,17	15,00	87	0,0273	98,2069	35,48	122,46	51,7
1,67	30,00	71	0,0201	72,4020	42,65	165,11	69,8
2,17	30,00	51	0,0122	44,0777	29,12	194,23	82,1
3,17	60,00	28	0,0050	17,9308	31,00	225,23	95,1
4,17	60,00	12	0,0014	5,0308	11,48	236,71	100,0

Campanha: 25 de Outubro de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	38	0,0079	28,3491	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	46	0,0105	37,7572	5,51	5,51	0,7
0,33	10,00	57	0,0145	52,0805	7,49	13,00	1,7
0,50	10,00	135	0,0527	189,8296	20,16	33,15	4,2
0,67	10,00	156	0,0655	235,8034	35,47	68,62	8,8
0,92	15,00	151	0,0624	224,5581	57,55	126,17	16,1
1,17	15,00	142	0,0569	204,7839	53,67	179,84	22,9
1,67	30,00	158	0,0668	240,3526	111,28	291,12	37,1
2,17	30,00	123	0,0459	165,0901	101,36	392,48	50,1
3,17	60,00	101	0,0341	122,8416	143,97	536,45	68,4
4,17	60,00	61	0,0160	57,6578	90,25	626,70	79,9
5,17	60,00	72	0,0205	73,9370	65,80	692,49	88,3
6,17	60,00	51	0,0122	44,0777	59,01	751,50	95,9
7,17	60,00	31	0,0058	20,8884	32,48	783,98	100,0

Campanha: 16 de Novembro de 2006							
t (h)	Dt (min)	H (mm)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> /h)	V <sub>afuente</sub> (m <sup>3</sup> )	V <sub>afuente(accumulado)</sub> m <sup>3</sup>	V <sub>accumulado</sub> (%)
0,00	0,00	54	0,0133	48,0235	0,00	0,00	0,0
0,17	10,00	88	0,0278	99,9050	12,33	12,33	4,0
0,33	10,00	145	0,0587	211,3077	25,93	38,26	12,4
0,50	10,00	171	0,0752	270,6185	40,16	78,42	25,4
0,67	10,00	132	0,0510	183,5372	37,85	116,27	37,7
0,92	15,00	101	0,0341	122,8416	38,30	154,57	50,1
1,17	15,00	102	0,0346	124,6704	30,94	185,50	60,2
1,67	30,00	63	0,0168	60,5165	46,30	231,80	75,2
2,17	30,00	71	0,0201	72,4020	33,23	265,03	86,0
3,17	60,00	24	0,0040	14,2292	43,32	308,35	100,0



## **Anexo IV**

Cargas mássicas das 8 campanhas para cada período de amostragem

Campanha: 16 de Janeiro de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	11,53	0,0	0,0	-	-	0,000	0,000	0,00	0,00	0,00
t = 10	0,17	10,00	22,71	102,7	164,4	-	-	0,041	0,024	2,94	2,36	1,75
t = 20	0,33	10,00	31,62	163,0	190,7	-	-	0,068	0,033	4,77	4,74	3,12
t = 30	0,50	10,00	44,74	363,3	320,4	-	-	0,182	0,073	7,22	7,87	4,85
t = 40	0,67	10,00	39,85	507,5	395,9	-	-	0,254	0,102	8,63	9,14	5,58
t = 55	0,92	15,00	27,28	453,1	800,5	-	-	0,332	0,060	6,65	9,67	3,32
t = 1h10	1,17	15,00	12,97	271,7	480,0	-	-	0,199	0,036	3,98	5,80	1,99
t = 1h40	1,67	30,00	3,95	76,2	278,7	-	-	0,168	0,015	2,44	3,20	1,22
t = 2h10	2,17	30,00	1,23	23,3	85,3	-	-	0,051	0,005	0,75	0,98	0,37
t = 3h10	3,17	60,00	0,38	0,2	1,3	-	-	0,000	0,000	-	0,01	-
t = 4h10	4,17	60,00	0,17	5,0	26,5	-	-	0,006	0,002	-	0,18	-
t = 5h10	5,17	60,00	0,17	3,1	12,8	-	-	0,002	0,001	0,08	0,13	-
t = 6h10	6,17	60,00	0,10	2,4	9,9	-	-	0,001	0,001	0,06	0,10	-
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	0,00	0,9	2,9	-	-	0,001	0,000	0,03	0,04	-

Campanha: 19 de Fevereiro de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	14,85	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	0,0	0,0
t = 10	0,17	10,00	34,63	2516,0	2103,4	16,3	438,9	0,252	0,101	10,0	-	-
t = 20	0,33	10,00	51,56	4963,8	3898,2	33,4	934,2	0,517	0,160	22,8	-	-
t = 30	0,50	10,00	58,70	5911,2	5034,5	47,3	1280,1	0,662	0,165	31,4	-	-
t = 40	0,67	10,00	47,55	5099,7	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 55	0,92	15,00	43,09	6332,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	32,12	4353,8	2119,8	22,5	1018,3	0,068	0,068	19,0	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	28,70	4827,9	2983,2	29,6	1565,5	0,109	0,109	30,7	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	14,09	2571,4	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	5,80	1476,8	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	2,36	293,7	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10	5,17	60,00	1,23	106,9	183,2	2,1	136,7	0,006	0,006	2,6	-	-
t = 6h10 (final da amostragem)	6,17	60,00	0,76	35,8	101,6	1,1	75,8	0,004	0,004	1,5	-	-

Campanha: 24 de Março de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	29,18	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	-	-
t = 10	0,17	10,00	58,09	4930,0	2747,6	38,9	350,9	0,960	0,035	10,3	-	-
t = 20	0,33	10,00	56,28	7284,6	4035,7	57,2	511,5	1,372	0,034	16,3	-	-
t = 30	0,50	10,00	64,87	7205,0	4030,6	54,0	558,0	1,454	0,056	14,8	-	-
t = 40	0,67	10,00	62,38	6680,6	3828,9	47,0	511,5	1,527	0,076	11,8	-	-
t = 55	0,92	15,00	44,74	4820,5	4203,5	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	39,31	3340,3	3192,3	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	25,88	4400,6	4764,4	39,3	381,4	1,174	0,059	13,5	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	20,11	3104,5	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	12,24	1456,0	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	3,24	696,6	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10 (final da amostragem)	5,17	60,00	0,91	149,1	190,9	0,9	47,7	0,007	0,007	2,5	-	-

Campanha: 22 de Abril de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	6,09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	0,0	0,0
t = 10	0,17	10,00	13,71	397,5	377,8	4,1	37,2	0,090	0,010	2,1	6,9	4,6
t = 20	0,33	10,00	17,62	710,8	746,0	6,4	60,3	0,241	0,024	3,3	9,4	7,9
t = 30	0,50	10,00	18,85	875,2	973,7	7,8	69,1	0,328	0,033	4,2	9,7	10,1
t = 40	0,67	10,00	16,02	627,6	669,4	9,1	66,1	0,031	0,021	2,3	3,3	7,4
t = 55	0,92	15,00	9,48	688,4	734,3	10,0	72,5	0,034	0,023	2,5	3,7	8,1
t = 1h10	1,17	15,00	6,37	392,3	385,2	4,8	38,7	0,021	0,021	0,9	2,4	3,8
t = 1h40	1,67	30,00	3,95	528,9	480,5	6,0	46,5	0,024	0,028	1,3	2,8	4,9
t = 2h10	2,17	30,00	1,58	298,5	238,8	3,1	21,5	0,010	0,015	0,7	1,2	2,6
t = 3h10	3,17	60,00	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	0,10	21,2	34,8	0,4	3,6	0,002	0,001	0,2	0,2	0,3

Campanha: 4 de Maio de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	6,66	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	0,0	0,0
t = 10	0,17	10,00	23,16	1297,8	4140,0	23,5	271,0	0,179	0,144	7,7	11,0	4,1
t = 20	0,33	10,00	45,86	2588,8	7044,6	43,2	674,8	0,277	0,379	13,8	19,4	7,0
t = 30	0,50	10,00	47,55	2863,3	7805,3	51,0	911,6	0,423	0,389	18,1	15,6	9,3
t = 40	0,67	10,00	29,18	1825,3	5715,4	40,1	715,5	0,373	0,167	15,4	11,4	8,5
t = 55	0,92	15,00	34,12	1994,1	6562,8	45,9	741,6	0,285	0,171	17,1	19,4	9,1
t = 1h10	1,17	15,00	11,18	1452,2	4480,7	30,5	451,1	0,408	0,204	6,5	5,1	7,1
t = 1h40	1,67	30,00	6,37	1184,8	3317,4	21,2	341,2	0,316	0,158	5,1	3,9	5,5
t = 2h10	2,17	30,00	2,15	537,0	1595,8	8,6	151,9	0,153	0,038	3,1	3,2	1,5
t = 3h10	3,17	60,00	0,49	333,3	990,5	5,3	94,3	0,095	0,024	1,9	2,0	1,0
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	0,17	78,2	248,0	1,5	20,9	0,012	0,006	0,3	0,7	0,3

Campanha: 23 de Setembro de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	1,40	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,0	-	-
t = 10	0,17	10,00	3,71	137,8	528,4	4,8	50,9	0,05	0,05	0,7	-	-
t = 20	0,33	10,00	13,34	511,4	1820,7	12,0	210,7	0,21	0,20	2,8	-	-
t = 30	0,50	10,00	32,61	1378,6	4907,8	32,3	568,0	0,58	0,54	7,4	-	-
t = 40	0,67	10,00	44,74	1856,6	4896,8	49,4	654,4	0,79	0,72	7,9	-	-
t = 55	0,92	15,00	51,56	3467,1	9144,4	92,3	1222,1	1,47	1,34	14,7	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	27,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h40	1,67	30,00	20,11	2559,1	6653,7	61,8	998,1	0,90	0,90	9,8	-	-
t = 2h10	2,17	30,00	12,24	1747,2	4542,7	42,2	681,4	0,61	0,61	6,7	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	4,98	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	1,40	344,4	1641,8	6,4	281,3	0,17	0,06	1,6	-	-

Campanha: 25 de Outubro de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	7,87	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	0,0	0,0
t = 10	0,17	10,00	10,49	716,2	798,8	1,3	67,8	0,061	0,022	1,9	3,1	2,4
t = 20	0,33	10,00	14,47	935,8	988,2	3,4	108,6	0,105	0,015	2,8	6,7	3,2
t = 30	0,50	10,00	52,73	2757,2	2518,6	10,8	344,5	0,346	0,040	5,0	19,4	7,2
t = 40	0,67	10,00	65,50	4965,7	4362,7	19,9	631,4	0,638	0,071	7,4	34,8	12,1
t = 55	0,92	15,00	62,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 1h10	1,17	15,00	56,88	5366,8	5474,1	8,1	837,2	0,698	0,054	8,6	23,1	17,2
t = 1h40	1,67	30,00	66,76	11128,4	11351,0	16,7	1736,0	1,447	0,111	17,8	47,9	35,6
t = 2h10	2,17	30,00	45,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 3h10	3,17	60,00	34,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 4h10	4,17	60,00	16,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 5h10	5,17	60,00	20,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 6h10	6,17	60,00	12,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	5,80	2111,4	2436,2	3,6	360,6	0,130	0,032	9,1	10,4	8,1

Campanha: 16 de Novembro de 2006												
Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	SST (g)	CQO (g)	Amónio (g)	Nitrato (g)	Cu (g)	Cr (g)	Zn (g)	O&G (g)	HAP (g)
<b>Afluente lagoa</b>												
t = 0	0,00	0,00	13,34	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	0,000	0,0	-	0,0
t = 10	0,17	10,00	27,75	2348,6	2345,7	13,2	175,9	0,163	0,099	10,5	-	5,8
t = 20	0,33	10,00	58,70	4918,0	4036,2	27,8	326,2	0,259	0,119	13,3	-	13,2
t = 30	0,50	10,00	75,17	6777,9	5480,1	41,8	473,0	0,334	0,166	9,2	-	17,3
t = 40	0,67	10,00	50,98	5902,5	4423,3	37,5	375,8	0,234	0,143	6,4	-	10,4
t = 55	0,92	15,00	34,12	4746,5	3438,3	35,5	293,3	0,145	0,061	6,9	-	6,8
t = 1h10	1,17	15,00	34,63	1694,8	2242,3	26,8	180,9	0,062	0,031	2,5	-	5,1
t = 2h10	2,17	60,00	16,81	2012,3	5541,7	66,0	357,6	0,185	0,093	0,7	-	11,4
t = 3h10 (final da amostragem)	3,17	60,00	20,11	996,9	2326,6	30,6	59,8	0,133	0,066	0,1	-	10,0

- Não determinado



## **Anexo V**

Resultados detalhados das 8 campanhas realizadas no ponto 3 - Efluente à bacia, e no ponto 6  
- Ribeira de Corges

**Campanha: 16 de Janeiro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--							SV						
t = 40	0,67	10,00	--							SV						
t = 55	0,92	15,00	--							SV						
t = 1h10	1,17	15,00	--	7,13	9,00	44,0	5,48	10,0	29,8	< 0,02	< 0,10	0,016	0,004	< 0,10	0,40	0,48
t = 1h40	1,67	30,00	--	7,12	9,12	41,0	5,33	15,0	21,3	< 0,02	< 0,10	0,015	0,003	< 0,10	0,46	0,42
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10	4,17	60,00	--							SV						
t = 5h10	5,17	60,00	--							SV						
t = 6h10	6,17	60,00	--							SV						
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	--							SV						
<b>Ribeira Corges (jusante ponto descarga)</b>																
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17		--	6,77	9,30	97,0	5,53	20,0	20,1	< 0,02	2,65	0,005	0,002	< 0,10	< 0,10	< 0,20

**Campanha: 19 de Fevereiro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--							SV						
t = 40	0,67	10,00	--							SV						
t = 55	0,92	15,00	--							SV						
t = 1h10	1,17	15,00	--	7,01	11,20	33,0	3,21	15,0	33,5	0,56	17,1	0,001	0,002	0,21	--	--
t = 1h40	1,67	30,00	--	7,05	11,30	42,0	3,34	20,0	38,2	0,61	15,3	0,001	0,001	0,16	--	--
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10	4,17	60,00	--							SV						
t = 5h10	5,17	60,00	--							SV						
t = 6h10 (final da amostragem)	6,17	60,00	--							SV						
<b>Ribeira Corges (jusante ponto descarga)</b>																
t = 6h10 (final da amostragem)	7,17		--	6,32	8,80	112,0	4,53	25,0	15,6	< 0,02	6,76	0,003	0,001	0,021	--	--

**Campanha: 24 de Março de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--	7,21	12,20	45,0	2,12	35,0	12,5	0,23	3,2	0,001	0,000	< 0,10	--	--
t = 40	0,67	10,00	--							SV						
t = 55	0,92	15,00	--	7,19	12,60	48,0	2,45	25,0	21,3	0,12	4,1	0,001	0,001	< 0,10	--	--
t = 1h10	1,17	15,00	--							SV						
t = 1h40	1,67	30,00	--							SV						
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10	4,17	60,00	--							SV						
t = 5h10 (final da amostragem)	5,17	60,00	--							SV						

**Campanha: 22 de Abril de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--	7,28	13,70	67,0	3,15	40,0	67,3	0,43	2,11	0,002	0,001	0,01	0,11	0,01
t = 40	0,67	10,00	--							SV						
t = 55	0,92	15,00	--							SV						
t = 1h10	1,17	15,00	--							SV						
t = 1h40	1,67	30,00	--	7,21	12,20	45,0	2,12	35,0	12,5	0,23	3,2	0,001	0,000	0,02	--	--
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	--							SV						
<b>Ribeira Corges (jusante ponto descarga)</b>																
t = 5h10 (final da amostragem)				7,27	12,40	42,0	3,25	25,0	23,0	< 0,02	1,12	0,001	0,001	< 0,10	< 0,10	< 0,20

Campanha: 4 de Maio de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--	7,18	11,40	487,0	2,11	65,0	411,0	1,84	21,60	0,008	0,006	< 0,10	0,62	0,93
t = 40	0,67	10,00	--	7,19	11,60	442,0	2,23	55,0	384,0	1,33	20,40	0,009	0,010	0,12	0,68	0,82
t = 55	0,92	15,00	--	7,15	11,50	440,0	2,38	60,0	356,0	1,26	23,10	0,006	0,010	< 0,10	0,76	0,81
t = 1h10	1,17	15,00	--							SV						
t = 1h40	1,67	30,00	--							SV						
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	--							SV						
<b>Ribeira Corges (jusante ponto descarga)</b>																
t = 4h10 (final da amostragem)				7,12	10,80	148,0	2,10	32,5	38,2	< 0,02	4,18	0,002	0,003	< 0,10	< 0,10	< 0,20

Campanha: 23 de Setembro de 2006

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--	7,12	15,40	54,0	3,12	25,0	43,0	0,11	2,23	0,001	0,004	< 0,10	--	--
t = 40	0,67	10,00	--							SV						
t = 55	0,92	15,00	--	7,08	15,60	51,0	2,76	20,0	38,0	0,13	3,12	0,003	0,001	< 0,10	--	--
t = 1h10	1,17	15,00	--							SV						
t = 1h40	1,67	30,00	--							SV						
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10 (final da amostragem)	4,17	60,00	--							SV						

**Campanha: 25 de Outubro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	--							SV						
t = 10	0,17	10,00	--							SV						
t = 20	0,33	10,00	--							SV						
t = 30	0,50	10,00	--	7,21	10,40	56,0	--	35,0	23,4	< 0,02	2,12	0,001	0,002	< 0,10	< 0,10	< 0,20
t = 40	0,67	10,00	--	7,25	10,30	58,0	--	30,0	26,7	< 0,02	3,30	0,002	0,002	< 0,10	< 0,10	< 0,20
t = 55	0,92	15,00	--							SV						
t = 1h10	1,17	15,00	--							SV						
t = 1h40	1,67	30,00	--	7,29	10,10	64,0	--	40,0	33,5	< 0,02	2,34	0,002	0,001	< 0,10	< 0,10	< 0,20
t = 2h10	2,17	30,00	--							SV						
t = 3h10	3,17	60,00	--							SV						
t = 4h10	4,17	60,00	--							SV						
t = 5h10	5,17	60,00	--							SV						
t = 6h10	6,17	60,00	--							SV						
t = 7h10 (final da amostragem)	7,17	60,00	--							SV						

**Campanha: 16 de Novembro de 2006**

Ponto	t (h)	Dt (min)	Caudal (L/s)	pH	Temp. (°C)	Cond. (mS/cm)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	SST (mg L <sup>-1</sup> )	CQO (mg L <sup>-1</sup> )	Amónio (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	Cr (mg L <sup>-1</sup> )	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	O&G (mg L <sup>-1</sup> )	HAP (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente lagoa</b>																
t = 0	0,00	0,00	----							SV						
t = 10	0,17	10,00	----							SV						
t = 20	0,33	10,00	----	7,25	15,9	35,0	----	40,0	55,00	0,56	2,70	0,002	0,0	0,1	----	<0,20
t = 30	0,50	10,00	----	7,26	15,9	35,0	----	50,0	36,00	0,59	2,80	0,002	0,00	0,16	----	<0,20
t = 40	0,67	10,00	----	7,26	15,6	39,0	----	40,0	63,00	0,65	9,80	0,002	0,0	0,11	----	<0,20
t = 55	0,92	15,00	----	7,21	15,8	41,0	----	35,0	52,00	0,61	5,20	0,001	----	----	----	----
t = 1h10	1,17	15,00	----							SV						
t = 2h10	2,17	60,00	----							SV						
t = 3h10 (final da amostragem)	3,17	60,00	----							SV						

--- Não determinado

SV Sem caudal afluente (no caso do "Efluente", a maior parte do caudal saiu pelo descarregador de fundo)



## **Anexo VI**

Registos de precipitação diária do posto udométrico da Covilhã

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
1/1/2006 9:00	4,5	2/1/2006 9:00	0,0
1/2/2006 9:00	0,1	2/2/2006 9:00	0,0
1/3/2006 9:00	0,0	2/3/2006 9:00	11,8
1/4/2006 9:00	0,0	2/4/2006 9:00	0,0
1/5/2006 9:00	0,0	2/5/2006 9:00	0,0
1/6/2006 9:00	6,4	2/6/2006 9:00	0,0
1/7/2006 9:00	1,3	2/7/2006 9:00	0,0
1/8/2006 9:00	0,0	2/8/2006 9:00	0,0
1/9/2006 9:00	0,0	2/9/2006 9:00	0,0
1/10/2006 9:00	0,0	2/10/2006 9:00	1,3
1/11/2006 9:00	0,0	2/11/2006 9:00	0,2
1/12/2006 9:00	0,0	2/12/2006 9:00	3,1
1/13/2006 9:00	0,0	2/13/2006 9:00	0,1
1/14/2006 9:00	6,3	2/14/2006 9:00	0,0
1/15/2006 9:00	2,2	2/15/2006 9:00	0,0
<b>1/16/2006 9:00</b>	<b>15,8</b>	2/16/2006 9:00	4,8
1/17/2006 9:00	0,0	2/17/2006 9:00	0,9
1/18/2006 9:00	0,0	2/18/2006 9:00	24,5
1/19/2006 9:00	0,1	<b>2/19/2006 9:00</b>	<b>34,3</b>
1/20/2006 9:00	0,0	2/20/2006 9:00	15,9
1/21/2006 9:00	0,3	2/21/2006 9:00	1,5
1/22/2006 9:00	0,1	2/22/2006 9:00	0,0
1/23/2006 9:00	0,1	2/23/2006 9:00	0,0
1/24/2006 9:00	0,0	2/24/2006 9:00	0,0
1/25/2006 9:00	0,0	2/25/2006 9:00	8,5
1/26/2006 9:00	0,0	2/26/2006 9:00	11,1
1/27/2006 9:00	0,0	2/27/2006 9:00	0,3
1/28/2006 9:00	0,0	2/28/2006 9:00	0,0
1/29/2006 9:00	0,0		
1/30/2006 9:00	0,0		
1/31/2006 9:00	0,1		

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
3/1/2006 9:00	0,0	4/1/2006 9:00	0,0
3/2/2006 9:00	0,0	4/2/2006 9:00	0,0
3/3/2006 9:00	1,8	4/3/2006 9:00	0,0
3/4/2006 9:00	23,1	4/4/2006 9:00	0,0
3/5/2006 9:00	13,0	4/5/2006 9:00	5,2
3/6/2006 9:00	0,0	4/6/2006 9:00	28,7
3/7/2006 9:00	0,0	4/7/2006 9:00	7,5
3/8/2006 9:00	0,0	4/8/2006 9:00	0,2
3/9/2006 9:00	0,0	4/9/2006 9:00	0,0
3/10/2006 9:00	0,4	4/10/2006 9:00	1,2
3/11/2006 9:00	0,0	4/11/2006 9:00	0,0
3/12/2006 9:00	0,0	4/12/2006 9:00	0,0
3/13/2006 9:00	0,0	4/13/2006 9:00	0,0
3/14/2006 9:00	0,0	4/14/2006 9:00	0,0
3/15/2006 9:00	0,0	4/15/2006 9:00	14,8
3/16/2006 9:00	0,0	4/16/2006 9:00	3,5
3/17/2006 9:00	8,4	4/17/2006 9:00	0,0
3/18/2006 9:00	35,3	4/18/2006 9:00	0,0
3/19/2006 9:00	28,9	4/19/2006 9:00	0,0
3/20/2006 9:00	20,2	4/20/2006 9:00	0,0
3/21/2006 9:00	10,0	4/21/2006 9:00	5,8
3/22/2006 9:00	0,4	<b>4/22/2006 9:00</b>	<b>22,2</b>
3/23/2006 9:00	23,0	4/23/2006 9:00	1,4
<b>3/24/2006 9:00</b>	<b>42,6</b>	4/24/2006 9:00	0,0
3/25/2006 9:00	0,3	4/25/2006 9:00	0,0
3/26/2006 9:00	0,1	4/26/2006 9:00	0,0
3/27/2006 9:00	0,3	4/27/2006 9:00	0,0
3/28/2006 9:00	2,9	4/28/2006 9:00	0,0
3/29/2006 9:00	0,0	4/29/2006 9:00	0,0
3/30/2006 9:00	3,1	4/30/2006 9:00	0,0
3/31/2006 9:00	0,1		

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
5/1/2006 9:00	0,0	6/1/2006 9:00	0,0
5/2/2006 9:00	0,0	6/2/2006 9:00	0,0
5/3/2006 9:00	0,0	6/3/2006 9:00	0,0
<b>5/4/2006 9:00</b>	<b>27,0</b>	6/4/2006 9:00	0,0
5/5/2006 9:00	0,0	6/5/2006 9:00	0,0
5/6/2006 9:00	0,0	6/6/2006 9:00	0,0
5/7/2006 9:00	0,0	6/7/2006 9:00	0,0
5/8/2006 9:00	0,0	6/8/2006 9:00	0,0
5/9/2006 9:00	0,0	6/9/2006 9:00	0,0
5/10/2006 9:00	0,0	6/10/2006 9:00	0,0
5/11/2006 9:00	0,0	6/11/2006 9:00	0,0
5/12/2006 9:00	0,0	6/12/2006 9:00	0,0
5/13/2006 9:00	0,0	6/13/2006 9:00	1,7
5/14/2006 9:00	0,0	6/14/2006 9:00	9,8
5/15/2006 9:00	0,0	6/15/2006 9:00	0,3
5/16/2006 9:00	0,0	6/16/2006 9:00	0,4
5/17/2006 9:00	0,0	6/17/2006 9:00	1,5
5/18/2006 9:00	0,0	6/18/2006 9:00	2,2
5/19/2006 9:00	0,0	6/19/2006 9:00	0,0
5/20/2006 9:00	0,0	6/20/2006 9:00	0,0
5/21/2006 9:00	0,0	6/21/2006 9:00	0,0
5/22/2006 9:00	0,3	6/22/2006 9:00	0,0
5/23/2006 9:00	0,0	6/23/2006 9:00	0,0
5/24/2006 9:00	0,0	6/24/2006 9:00	0,0
5/25/2006 9:00	0,0	6/25/2006 9:00	0,0
5/26/2006 9:00	0,0	6/26/2006 9:00	0,0
5/27/2006 9:00	0,0	6/27/2006 9:00	0,0
5/28/2006 9:00	0,0	6/28/2006 9:00	0,0
5/29/2006 9:00	0,0	6/29/2006 9:00	0,0
5/30/2006 9:00	0,1	6/30/2006 9:00	0,0
5/31/2006 9:00	0,0		

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
7/1/2006 9:00	0,0	8/1/2006 9:00	0,0
7/2/2006 9:00	0,0	8/2/2006 9:00	0,0
7/3/2006 9:00	0,0	8/3/2006 9:00	0,0
7/4/2006 9:00	0,0	8/4/2006 9:00	0,0
7/5/2006 9:00	0,0	8/5/2006 9:00	0,0
7/6/2006 9:00	0,0	8/6/2006 9:00	0,0
7/7/2006 9:00	0,0	8/7/2006 9:00	0,0
7/8/2006 9:00	0,0	8/8/2006 9:00	0,0
7/9/2006 9:00	0,0	8/9/2006 9:00	0,0
7/10/2006 9:00	0,0	8/10/2006 9:00	0,0
7/11/2006 9:00	0,0	8/11/2006 9:00	0,0
7/12/2006 9:00	0,0	8/12/2006 9:00	0,0
7/13/2006 9:00	0,0	8/13/2006 9:00	0,0
7/14/2006 9:00	0,0	8/14/2006 9:00	0,0
7/15/2006 9:00	8,4	8/15/2006 9:00	0,0
7/16/2006 9:00	0,0	8/16/2006 9:00	0,4
7/17/2006 9:00	0,0	8/17/2006 9:00	12,6
7/18/2006 9:00	0,0	8/18/2006 9:00	5,0
7/19/2006 9:00	2,2	8/19/2006 9:00	3,8
7/20/2006 9:00	0,0	8/20/2006 9:00	0,0
7/21/2006 9:00	0,0	8/21/2006 9:00	0,0
7/22/2006 9:00	0,0	8/22/2006 9:00	0,0
7/23/2006 9:00	0,0	8/23/2006 9:00	0,0
7/24/2006 9:00	0,0	8/24/2006 9:00	0,0
7/25/2006 9:00	0,0	8/25/2006 9:00	0,0
7/26/2006 9:00	0,0	8/26/2006 9:00	0,0
7/27/2006 9:00	0,0	8/27/2006 9:00	0,0
7/28/2006 9:00	0,0	8/28/2006 9:00	0,0
7/29/2006 9:00	0,0	8/29/2006 9:00	0,0
7/30/2006 9:00	0,0	8/30/2006 9:00	0,0
7/31/2006 9:00	0,0	8/31/2006 9:00	0,0

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
9/1/2006 9:00	0,0	10/1/2006 9:00	0,1
9/2/2006 9:00	0,0	10/2/2006 9:00	0,0
9/3/2006 9:00	0,0	10/3/2006 9:00	18,5
9/4/2006 9:00	0,0	10/4/2006 9:00	6,3
9/5/2006 9:00	0,0	10/5/2006 9:00	0,1
9/6/2006 9:00	0,0	10/6/2006 9:00	0,0
9/7/2006 9:00	0,0	10/7/2006 9:00	0,0
9/8/2006 9:00	0,0	10/8/2006 9:00	0,0
9/9/2006 9:00	4,8	10/9/2006 9:00	0,0
9/10/2006 9:00	0,0	10/10/2006 9:00	0,0
9/11/2006 9:00	0,0	10/11/2006 9:00	3,6
9/12/2006 9:00	0,0	10/12/2006 9:00	0,0
9/13/2006 9:00	0,0	10/13/2006 9:00	0,0
9/14/2006 9:00	4,4	10/14/2006 9:00	0,0
9/15/2006 9:00	0,0	10/15/2006 9:00	0,0
9/16/2006 9:00	0,0	10/16/2006 9:00	0,1
9/17/2006 9:00	0,0	10/17/2006 9:00	44,8
9/18/2006 9:00	0,0	10/18/2006 9:00	47,3
9/19/2006 9:00	0,0	10/19/2006 9:00	22,1
9/20/2006 9:00	0,0	10/20/2006 9:00	16,9
9/21/2006 9:00	2,4	10/21/2006 9:00	2,5
9/22/2006 9:00	26,4	10/22/2006 9:00	39,7
<b>9/23/2006 9:00</b>	<b>28,1</b>	10/23/2006 9:00	64,0
9/24/2006 9:00	5,2	10/24/2006 9:00	3,4
9/25/2006 9:00	18,1	<b>10/25/2006 9:00</b>	<b>103,8</b>
9/26/2006 9:00	0,0	10/26/2006 9:00	22,3
9/27/2006 9:00	0,0	10/27/2006 9:00	31,9
9/28/2006 9:00	0,0	10/28/2006 9:00	0,0
9/29/2006 9:00	0,1	10/29/2006 9:00	0,0
9/30/2006 9:00	13,2	10/30/2006 9:00	0,0
		10/31/2006 9:00	0,0

COVILHÃ (12L/03G)			
Data	Precipitação diária (mm)	Data	Precipitação diária (mm)
11/1/2006 9:00	0,0	12/1/2006 9:00	0,0
11/2/2006 9:00	0,0	12/2/2006 9:00	6,8
11/3/2006 9:00	26,6	12/3/2006 9:00	1,7
11/4/2006 9:00	39,8	12/4/2006 9:00	10,6
11/5/2006 9:00	44,3	12/5/2006 9:00	4,8
11/6/2006 9:00	72,7	12/6/2006 9:00	20,3
11/7/2006 9:00	29,5	12/7/2006 9:00	2,0
11/8/2006 9:00	0,2	12/8/2006 9:00	66,8
11/9/2006 9:00	0,0	12/9/2006 9:00	6,1
11/10/2006 9:00	0,0	12/10/2006 9:00	0,1
11/11/2006 9:00	0,0	12/11/2006 9:00	0,0
11/12/2006 9:00	0,0	12/12/2006 9:00	0,0
11/13/2006 9:00	0,0	12/13/2006 9:00	0,0
11/14/2006 9:00	0,0	12/14/2006 9:00	0,0
11/15/2006 9:00	0,0	12/15/2006 9:00	0,0
<b>11/16/2006 9:00</b>	<b>76,2</b>	12/16/2006 9:00	0,0
11/17/2006 9:00	1,1	12/17/2006 9:00	0,0
11/18/2006 9:00	28,4	12/18/2006 9:00	0,0
11/19/2006 9:00	3,0	12/19/2006 9:00	0,0
11/20/2006 9:00	3,0	12/20/2006 9:00	0,0
11/21/2006 9:00	2,3	12/21/2006 9:00	0,0
11/22/2006 9:00	0,7	12/22/2006 9:00	0,0
11/23/2006 9:00	2,0	12/23/2006 9:00	0,0
11/24/2006 9:00	57,2	12/24/2006 9:00	0,0
11/25/2006 9:00	62,5	12/25/2006 9:00	0,0
11/26/2006 9:00	4,7	12/26/2006 9:00	0,0
11/27/2006 9:00	7,2	12/27/2006 9:00	0,0
11/28/2006 9:00	31,6	12/28/2006 9:00	0,0
11/29/2006 9:00	2,7	12/29/2006 9:00	0,0
11/30/2006 9:00	0,0	12/30/2006 9:00	7,9
		12/31/2006 9:00	2,8

