

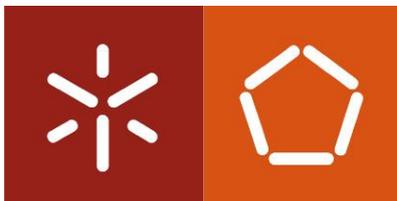
**Universidade do Minho**  
Escola de Engenharia

Sérgio Hugo Rodrigues Martins

**Metodologias para a minimização da  
poluição por escorrências urbanas**

**Novembro 2012**





**Universidade do Minho**

Escola de Engenharia

Sérgio Hugo Rodrigues Martins

**Metodologias para a minimização da  
poluição por escorrências urbanas**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado Integrado em Engenharia Civil

Trabalho efetuado sob a orientação do  
Professor Doutor Paulo J. Ramísio

**Novembro 2012**



## **AGRADECIMENTOS**

Esta dissertação de mestrado não teria sido realizada sem a colaboração de muitas pessoas às quais dedico este espaço expressando aqui o meu profundo reconhecimento.

Em primeiro lugar, um agradecimento muito especial: A minha esposa Clara. O seu incentivo, amor e dedicação foram determinantes em todo o meu percurso. Sem ela, é minha convicção que não teria tido a confiança para atingir as metas às quais me propus e especialmente a ela lhe devo a concretização desta tese.

Aos meus filhos Gonçalo e Marta pelo constante apoio e incentivo. Especialmente ao Gonçalo que, com apenas três anos, teve que brincar muitas vezes sozinho porque o pai precisava de trabalhar nesta dissertação de mestrado!

Aos meus Pais pelo esforço, dedicação e paciência que tiveram para comigo durante todos estes anos.

À minha irmã Carla pelo apoio sempre prestado.

Ao Professor Doutor Paulo Ramísio, pela forma como orientou o meu trabalho, por me transmitir os melhores e mais úteis ensinamentos, pela utilidade das suas recomendações, pela disponibilidade dispensada e pelas palavras de ânimo e confiança transmitidas. Por tudo isto e muito mais, estou-lhe muito grato.

E por fim a todos aqueles que de uma forma ou de outra contribuíram para que eu pudesse ter desenvolvido este trabalho.

A todos o meu muito obrigado!



## RESUMO

A proteção das águas superficiais e subterrâneas constitui atualmente uma das maiores preocupações da comunidade técnica e científica à escala global.

Como resultado do crescimento populacional e industrial, é muito frequente encontrar-se situações de baixa qualidade dos meios hídricos na orla costeira, nos rios, lagos e ribeiros, mesmo quando existem a montante sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais (ETAR). Para esta situação tem contribuído a deficiência ou inexistência do tratamento das águas resultantes das escorrências urbanas, que incorporam todo o tipo de contaminantes acumulados nas superfícies dos pavimentos urbanos e, contribuem para a poluição daqueles meios recetores.

A redução dos poluentes associados a escorrências urbanas é normalmente obtido por dois modos. O primeiro, classificado de "Medidas não estruturais", compreende a redução de poluentes na origem ou seja, minimizando a emissão dos poluentes. O segundo é classificado como "Medidas Estruturais" e compreende um conjunto de dispositivos que promove a redução das concentrações dos poluentes presentes nas escorrências em meio urbano. São exemplo as bacias de retenção, os filtros de areia, os separadores de gorduras, e as trincheiras de infiltração.

Por forma a minimizar o efeito dos poluentes, no âmbito desta dissertação foram estudadas e definidas metodologias para a minimização da poluição por escorrências urbanas, bem como o efeito destas na remoção dos principais poluentes incorporados nesta fonte poluidora.

Foi ainda realizado um estudo de caso que visou a aplicação dos conhecimentos adquiridos, simulando o comportamento de uma bacia de retenção em meio urbano, através do *software* SWMM. Para este estudo foram usados dados históricos pluviométricos registados numa estação meteorológica próxima da cidade de Viana do Castelo. Foram analisadas as contribuições positivas que este órgão proporciona quer na redução dos caudais de ponta, quer ao nível do decaimento da carga poluente afluente, através da estimação da redução dos Sólidos Suspensos Totais e da Carência Bioquímica de Oxigénio. Este estudo visa contribuir de forma indelével para a implementação destes sistemas como forma de melhorar a qualidade dos recursos hídricos.

**Palavras-Chave:** Poluição da Água, SWMM, escorrências urbanas, Processos de Tratamento e Controlo



## **ABSTRACT**

The protection of surface and groundwater is one of the major concerns of the technical and scientific community, at a global scale.

As a result of the population and industrial growth, it is very common to find degraded water resources in coastal areas, rivers, lakes and streams, even with the presence of drainage systems and wastewater treatment plants (WWTP). The deficient or lack of treatment of urban runoff treatment processes has contributed to this degradation, by leaching the contaminants accumulated on the urban surfaces and delivering to the receiving waters.

Two types of measures usually accomplish the reduction of pollutants associated with urban runoff. The first, classified as "non-structural measures," comprises the reduction of pollutants at the source, minimizing the emission of pollutants. The second, classified as "Structural Measures" includes systems that promote the reduction of the pollutants present in urban runoff. The most common examples of these systems are retention basins, sand filters, separators fats, and infiltration trenches.

In order to contribute to the reduction of these pollutants, the methodologies to minimize pollution from urban runoff were studied and their effect on the removal of the major pollutants were evaluated.

Based on the knowledge acquired a case study was also studied, simulating the behaviour of a retention basin in urban areas, through the SWMM software. For this study historical rainfall data recorded at a weather station near the town of Viana do Castelo was used. The efficiency of the system was evaluated on the reducing of peak flows and, the decay of the pollutant load, by estimating the reduction of total suspended solids and biochemical oxygen demand. This study aims to contribute indelibly to implement of these systems in urban environment, in order to improve the quality of the water resources.

**Palavras-Chave:** water pollution, SWMM, Urban runoff



## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
1.1. Relevância e enquadramento do tema.....	19
1.2. Objectivos do Trabalho.....	25
<b>2. POLUIÇÃO POR ESCORRÊNCIAS URBANAS .....</b>	<b>29</b>
2.1. Tipos de Poluição das Águas Pluviais .....	29
2.2. Poluição urbana.....	29
2.3. Elementos constituintes das escorrências urbanas e os seus inconvenientes .....	32
2.3.1. <i>Matéria Orgânica</i> .....	32
2.3.2. <i>Metais pesados</i> .....	32
2.3.3. <i>Cobre</i> .....	33
2.3.4. <i>Chumbo</i> .....	33
2.3.5. <i>Zinco</i> .....	34
2.3.6. <i>Hidrocarbonetos</i> .....	34
2.3.7. <i>Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares (HAP)</i> .....	35
2.3.8. <i>Partículas sólidas</i> .....	36
2.3.9. <i>Nutrientes</i> .....	36
2.4. Impactos no meio hídrico e solos.....	36
2.5. Movimento dos Poluentes no Solo .....	38
2.6. Tipo de solo .....	40
2.6.1. <i>pH</i> .....	42

2.6.2.	<i>Potencial Redox</i> .....	43
2.6.3.	<i>Concentração de CO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P</i> .....	44
2.6.4.	<i>Processos Biológicos</i> .....	44
2.7.	<i>Metodologias para a minimização da poluição por escorrências urbanas</i> .....	45
2.7.1.	<i>Soluções de Controlo na Origem</i> .....	45
2.7.2.	<i>Vantagens das soluções de controlo na origem</i> .....	47
<b>3.</b>	<b>SISTEMAS DE CONTROLO E TRATAMENTO</b> .....	<b>53</b>
3.1.	<i>Pavimentos Permeáveis</i> .....	53
3.1.1.	<i>Dimensionamento</i> .....	56
3.2.	<i>Trincheiras de infiltração</i> .....	57
3.3.	<i>Filtros de areia</i> .....	61
3.3.1.	<i>Membranas de impermeabilização em filtro de areia</i> .....	65
3.4.	<i>Bacias de retenção (húmidas e secas)</i> .....	66
3.4.1.	<i>Fases do projecto</i> .....	72
3.4.2.	<i>O papel das bacias de retenção na despoluição das águas pluviais</i> .....	73
3.4.3.	<i>Dinâmica dos poluentes na bacia de retenção</i> .....	74
3.4.4.	<i>Manutenção das bacias de retenção</i> .....	75
3.4.5.	<i>Processo de monitorização</i> .....	75
3.4.6.	<i>Breve Enquadramento Legal</i> .....	79
3.5.	<i>Caixa de retenção de óleos e sedimentos (oil/grit separators)</i> .....	81
3.5.1.	<i>Critério de selecção e limitações</i> .....	83

3.5.2.	<i>Manutenção</i> .....	84
<b>4.</b>	<b>SELECÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO</b> .....	<b>87</b>
4.1.	Hidrologia de Escoamento .....	87
4.1.1.	<i>Redução de Caudal de Pico</i> .....	87
4.1.2.	<i>Qualidade da Água</i> .....	87
4.2.	Factores Físicos .....	89
4.2.1.	<i>Solo</i> .....	89
4.2.2.	<i>Profundidade da Coluna de Água</i> .....	89
4.2.3.	<i>Área de Drenagem</i> .....	89
4.2.4.	<i>Área de Implantação</i> .....	89
4.2.5.	<i>Capacidade para Suportar uma Escorrência Proveniente de uma Fonte Poluidora Crítica</i>	89
4.3.	Comunidade e factores ambientais .....	91
4.3.1.	<i>Manutenção</i> .....	91
4.3.2.	<i>Aceitação por Parte da Comunidade</i> .....	91
<b>5.</b>	<b>MODELAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO</b> .....	<b>95</b>
5.1.	Introdução .....	95
5.2.	Capacidade de modelação .....	96
5.3.	Modelação dos sistemas de drenagem .....	97
5.4.	Objectos Físicos .....	98
5.5.	Nós de conexão .....	99

5.6.	Nós de saída .....	99
5.7.	Coletores .....	100
5.8.	Tabela.....	100
5.9.	Objetos Virtuais .....	101
5.10.	Agentes poluentes .....	102
5.11.	Usos do solo.....	102
5.11.1.	<i>Build-Up</i> .....	103
5.11.2.	<i>Wash-Off</i> .....	104
5.11.3.	<i>Limpeza das Ruas</i> .....	106
5.12.	Tratamento .....	106
5.13.	Séries Temporais.....	107
5.14.	Métodos Computacionais.....	108
5.15.	Processamento.....	108
5.16.	Infiltração.....	108
5.16.1.	<i>Modelo de Horton</i> .....	108
5.16.2.	<i>Modelo Green-Ampt</i> .....	109
5.16.3.	<i>Modelo com base em S.C.S. Curve Number</i> .....	109
5.17.	Transporte .....	109
5.17.1.	<i>Modelo de Escoamento Uniforme</i> .....	109
5.17.2.	<i>Modelo da Onda Cinemática</i> .....	110
5.17.3.	<i>Modelo da Onda Dinâmica</i> .....	110

<b>6. MODELAÇÃO DE UM CASO DE ESTUDO .....</b>	<b>115</b>
6.1. Precipitação.....	116
6.2. Sistema de Tratamento.....	116
6.3. Dimensionamento da Bacia de Retenção e sua Modelação no Programa SWMM .....	117
6.4. Dimensionamento da bacia de retenção.....	119
6.5. Dimensionamento do orifício de saída .....	123
6.6. Simulação da Bacia de Retenção Utilizando o Programa SWMM.....	125
6.7. Remoção de Poluentes .....	137
6.7.1. Remoção de SST .....	138
6.7.2. Remoção de CBO.....	143
<b>7. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS .....</b>	<b>149</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>153</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1</b> - APRESENTAÇÃO DE UMA BACIA DE INFILTRAÇÃO .....	48
<b>FIGURA 2</b> - PROCESSO DE TRANSPORTE DE POLUENTES DESDE A ORIGEM ATÉ AO DESTINO FINAL .....	53
<b>FIGURA 3</b> - DINÂMICA DE SISTEMA DE PAVIMENTO POROSO. ADAPTADO DE .....	54
<b>FIGURA 4</b> - TRICHEIRA DE INFILTRAÇÃO VS TRINCHEIRA DE RETENÇÃO .....	57
<b>FIGURA 5</b> - CORTE SISTEMA TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO .....	58
<b>FIGURA 6</b> - SISTEMA DE FILTRO DE AREIA. ADAPTADO DE .....	61
<b>FIGURA 7</b> - CORTE SISTEMA DE FILTRO DE AREIA. ADAPTADO DE .....	62
<b>FIGURA 8</b> - SISTEMA DE FILTRO DE AREIA. ADAPTADO DE.....	62
<b>FIGURA 9</b> - EXEMPLO DE UMA BACIA SECA. ADAPTADO DE.....	69
<b>FIGURA 10</b> - PERFIL TRANSVERSAL DE UMA BACIA SECA. ....	69
<b>FIGURA 11</b> - EXEMPLO DE UMA BACIA HÚMIDA .....	70
<b>FIGURA 12</b> - PERFIL TRANSVERSAL DE UMA BACIA COM NÍVEL DE ÁGUA PERMANENTE.....	70
<b>FIGURA 13</b> - EXEMPLO DE UM SISTEMA SEPARADOR DE ÓLEO E GORDURAS. ....	81
<b>FIGURA 14</b> - ÁREA DE BACIA HIDROGRÁFICA.....	115
<b>FIGURA 15</b> - REDE DE DRENAGEM DEFINIDA NO PROGRAMA SWMM PARA O CASO DE ESTUDO. ....	115
<b>FIGURA 16</b> - WQCV (WATER QUALITY CAPTURE VOLUME) .....	118
<b>FIGURA 17</b> - PROFUNDIDADE MÉDIA DE ESCOAMENTO PRODUZIDA POR TEMPESTADE NOS EUA.....	119
<b>FIGURA 18</b> - DIMENSIONAMENTO DO ORGÃO DE TRATAMENTO PROPOSTO (BACIA DE RETENÇÃO) PARA O VALOR WQCV. ....	120
<b>FIGURA 19</b> - CURVA DE INTENSIDADE-DURAÇÃO-FREQÜÊNCIA PARA PORTUGAL CONTINENTAL. ...	122

<b>FIGURA 20</b> - REDE DE DRENAGEM INCORPORANDO A BACIA DE RETENÇÃO. ....	125
<b>FIGURA 21</b> - DEFINIÇÃO DA BACIA DE RETENÇÃO. ....	126
<b>FIGURA 22</b> - DEFINIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO ORIFÍCIO. ....	127
<b>FIGURA 23</b> - PRECIPITAÇÃO NO LOCAL DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO. ....	127
<b>FIGURA 24</b> - ALTURA DA PRECIPITAÇÃO MENSAL .....	129
<b>FIGURA 25</b> - VALOR MÉDIO MENSAL DA INTENSIDADE DE PRECIPITAÇÃO. ....	130
<b>FIGURA 26</b> - VALOR MÁXIMO MENSAL DA INTENSIDADE DE PRECIPITAÇÃO. ....	130
<b>FIGURA 27</b> - CAUDAL ESCOADO NA BACIA HIDROGRÁFICA AO LONGO DO MÊS. ....	131
<b>FIGURA 28</b> - VOLUME DE ÁGUA QUE AFLUI À BACIA DE RETENÇÃO. ....	132
<b>FIGURA 29</b> - PICO MÁXIMO DE VOLUME DE ÁGUA NA BACIA DE RETENÇÃO .....	132
<b>FIGURA 30</b> - ALTURA DE ÁGUA NA BACIA DE RETENÇÃO AO LONGO DO TEMPO. ....	133
<b>FIGURA 31</b> - FREQUÊNCIA DE EXCEDÊNCIA DA ALTURA DA ÁGUA NA BACIA DE RETENÇÃO. ....	134
<b>FIGURA 32</b> - CAUDAL DE ENTRADA E SAÍDA DA BACIA DE RETENÇÃO AO LONGO DO TEMPO. ....	135
<b>FIGURA 33</b> - EDITOR DE TRATAMENTO DA BACIA DE RETENÇÃO NO PROGRAMA SWMM. ....	137
<b>FIGURA 34</b> - CONCENTRAÇÃO DE SST A MONTANTE E A JUSANTE DA BACIA DE RETENÇÃO DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO. ....	140
<b>FIGURA 35</b> - CONCENTRAÇÃO DE SST A MONTANTE E A JUSANTE DA BACIA DE RETENÇÃO (JAN05- MAR05). ....	142
<b>FIGURA 36</b> - CONCENTRAÇÃO DE CBO A MONTANTE E A JUSANTE DA BACIA DE RETENÇÃO DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO. ....	143
<b>FIGURA 37</b> - CONCENTRAÇÃO DE CBO A MONTANTE E A JUSANTE DA BACIA DE RETENÇÃO (JAN05- MAR05). ....	145

## **ÍNDICE DE TABELAS**

<b>TABELA 1</b> - CONTRIBUIÇÃO ESPECÍFICA DOS POLUENTES PONTUAIS E DIFUSOS NOS ESTADOS UNIDOS. .....	31
<b>TABELA 2</b> - PROCESSOS DE TRATAMENTO MAIS ADEQUADOS PARA MINIMIZAR OS EFEITOS DAS ESCORRÊNCIAS URBANAS. ....	88
<b>TABELA 3</b> - FACTORES FÍSICOS QUE AFECTAM A QUALIDADE DA ÁGUA .....	90
<b>TABELA 4</b> - POPULAÇÃO E FACTORES AMBIENTAIS .....	92
<b>TABELA 5</b> - ÁREA DA BACIA EM FUNÇÃO DA ALTURA DE ÁGUA .....	126
<b>TABELA 6</b> - INTENSIDADE MENSAL DA PRECIPITAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA .....	129
<b>TABELA 7</b> - PERCENTAGEM DE REDUÇÃO ENTRE CAUDAL DE ENTRADA E CAUDAL DE SAÍDA .....	136
<b>TABELA 8</b> - PERCENTAGEM DE REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SST .....	141
<b>TABELA 9</b> - PERCENTAGEM DE REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CBO .....	145



# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO



## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. RELEVÂNCIA E ENQUADRAMENTO DO TEMA

A proteção das águas superficiais e subterrâneas constitui atualmente uma das preocupações com maior expressão à escala global.

Como resultado do crescimento populacional e industrial, é muito frequente encontrar-se situações de baixa qualidade dos meios hídricos na orla costeira, nos rios, lagos e ribeiros, mesmo quando existem a montante estações de tratamento de águas residuais (ETAR) domésticas. Tal situação deve-se essencialmente à deficiência ou até inexistência do tratamento das águas resultantes das escorrências urbanas, que incorporam um vasto leque de contaminantes acumulados nas superfícies dos pavimentos urbanos e que contribuem para a poluição daqueles meios recetores.

A poluição pode ser definida como a introdução no meio ambiente de qualquer matéria ou energia que venha a alterar as propriedades físicas ou químicas ou biológicas desse meio, afetando, ou podendo afetar, por isso, a "saúde" das espécies animais ou vegetais que dependem ou que têm contacto com ele, ou que nele venham a provocar modificações físico-químicas nas espécies minerais presentes.

O efeito poluente das escorrências urbanas, como uma fonte poluidora, foi subvalorizado no passado, visto ser considerado inofensivo por transportarem pequenas concentrações de poluentes em volumes de água elevados, contrastando com a elevada concentração de cargas poluentes incorporadas nas águas residuais domésticas.

A fim de estabelecer limites compatíveis com as diferentes atividades e usos da água são utilizados parâmetros e padrões. Os parâmetros para indicar o que está poluindo e os padrões para quantificar o máximo permitido em cada parâmetro. Aos usos referidos associam-se, geralmente, descargas acidentais ou voluntárias de poluentes no solo e águas, deposição não controlada de produtos que podem ser resíduos perigosos, lixeiras e/ ou aterros sanitários não controlados.

Ao longo dos últimos anos, têm sido detetados numerosos casos de contaminação do solo em zonas, quer urbanas, quer rurais. A contaminação dos meios urbanos tem-se tornado assim uma das principais preocupações ambientais, uma vez que interfere no ambiente global da área afetada, podendo mesmo estar na origem de problemas de saúde pública.

A poluição das águas pode aparecer de vários modos, incluindo a poluição térmica - descarga de efluentes a altas temperaturas; a poluição física - descarga de material em suspensão; a poluição

biológica - descarga de bactérias patogénicas e vírus, e a poluição química, que pode ocorrer por deficiência de oxigénio, toxidez e eutrofização. Estas podem ser consideradas uma fonte de poluição móvel e difusa, revestida de capital importância devido à sua dispersão espacial e natureza dos poluentes.

Em alguns países a poluição difusa tem sido considerada como o principal fator impeditivo do alcance de níveis ambientalmente adequados de qualidade de água (Lourenço, 2002).

Em meio urbano, os veículos circulam normalmente a velocidades reduzidas e executam as mais diversas manobras, fatores que potenciam a geração de todo o tipo de poluentes.

Ramísio (2007), considera que a poluição provocada pela circulação dos transportes terrestres é originada pelos seguintes fenómenos:

- Combustão do *fuel*;
- Desgaste dos componentes do veículo;
- Derrame de produtos durante a normal utilização do veículo (detergentes, óleos, etc.);
- Desgaste e degradação dos constituintes da estrada (guardas, etc.);
- Desgaste e degradação dos materiais do pavimento rodoviário;
- Aplicação de substâncias químicas em reparações e/ou operações de manutenção;
- Fugas e derrames acidentais;
- Arrasto de poluentes presentes na mesma bacia de drenagem (pesticidas, resíduos sólidos, etc.).

Motivado pelo crescente aumento da população e pelas acentuadas diferenças entre países desenvolvidos e subdesenvolvidos, a água assume um papel de recurso escasso que urge ser preservado e usado de forma ponderada e racional.

A água é um bem abundante, porém, é escassa aquela que está disponível para consumo humano. Importa salientar que mais de 1,1 mil milhões de pessoas estão privadas do acesso a qualquer tipo de fonte de água potável (WHO, 2008). A mesma instituição refere ainda que "cerca de 2,6 mil milhões de pessoas não tem acesso a sequer a uma latrina", isto é, acesso a saneamento com condições apropriadas, facto que se torna num possível foco de contaminação e degradação dos recursos hídricos.

Os humanos, sendo os organismos mais complexos, são afetados pelas alterações químicas que a água possa experimentar pois, a água é o meio no qual se dão complexos processos metabólicos e não sendo

possível realizar qualquer função sem a sua presença. Assim, esta é indispensável e, a sua qualidade afeta todo o ciclo de vida.

Neste momento, é imperativo satisfazer as necessidades da sociedade atual e as suas perspetivas de evolução social e económica, num cenário de progressiva escassez de água em quantidade e qualidade aceitáveis, protegendo simultaneamente a saúde do ambiente aquático e o ecossistema de água doce (Ramísio *te al*, 2011).

A Diretiva-Quadro da Água, legislação comunitária, tem como objetivo no seu artigo 1º, "estabelecer um enquadramento para a proteção das águas de superfície, interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas que:

- Evite a continuação da degradação e proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas diretamente dependentes dos ecossistemas aquáticos no que respeita às suas necessidades de água;
- Promova um consumo de água sustentável baseado numa proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis;
- Vise uma proteção reforçada e um melhoramento do ambiente aquático, nomeadamente através de medidas específicas para a redução gradual das descargas, das emissões e perdas de substâncias prioritárias;
- Assegure a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evite o agravamento da sua poluição.

A definição de "bom estado das águas" diz respeito a uma série de parâmetros cujas definições e limites podem ser consultados no anexo V do documento em questão. O anexo X lista as substâncias prioritárias no domínio da política da água. Algumas são tóxicas e outras são nutrientes, sais ou substâncias que causam a redução de oxigénio nos meios hídricos.

A água subterrânea é poluída, direta ou indiretamente, pela contaminação de diversas substâncias que são prejudiciais à saúde dos organismos e que reduzem a sua utilidade.

As águas subterrâneas, no seu estado natural, estão relativamente livres de contaminação. A poluição das águas subterrâneas é especialmente insidiosa porque não é visível. É sempre fonte de preocupação, qualquer alteração que se encontre na água. Em muitos casos, a contaminação por poluentes de um aquífero, cuja água é utilizada na alimentação, é muito lenta, pois o seu trajeto é feito através do solo e de rochas permeáveis - não se desloca livremente. Por vezes, é significativo o espaço de tempo que

decorre entre a introdução do poluente num aquífero e a sua presença na água que se bebe, mas em terrenos muito permeáveis a contaminação da água pode ocorrer muito rapidamente.

As substâncias como os pesticidas ou herbicidas utilizados na agricultura podem atingir a água subterrânea através da água de irrigação que penetra no solo. Os nitratos, uma das substâncias mais utilizada nos fertilizantes, são perniciosos, mesmo em pequenas quantidades, na água que podemos beber.

Segundo Vicêncio *te al*, (2003) a contaminação do solo torna-se problema quando há:

- Uma fonte de contaminação;
- Transferência de poluentes que viabilizam o alargamento da área contaminada;
- Indivíduos e bens ameaçados por essa contaminação.

E, segundo o mesmo autor o problema pode ser resolvido por:

- Remoção dos indivíduos e/ ou bens ameaçados;
- Remoção da fonte de poluição;
- Bloqueamento das vias de transferência (isolamento da área).

Os resíduos líquidos e sólidos existentes em depósitos, bem como resíduos de tubagens de esgoto, podem conter microrganismos, como bactérias patogénicas e vírus, que podem contaminar as águas subterrâneas. Resíduos eliminados pelas indústrias e pelas bases militares podem ser altamente tóxicos, contendo altas contaminações de metais pesados e outros produtos perigosos.

Os produtos resultantes da drenagem de minas de carvão e de metais podem contaminar a superfície e posteriormente as águas subterrâneas. As estações de abastecimento de gasolina são, geralmente, fontes poluentes da água subterrânea, assim como os líquidos que são armazenados em fossas, desde que atinjam terrenos permeáveis.

O mar possui uma grande capacidade de auto depuração e constitui um meio pouco favorável ao desenvolvimento da maioria dos germes patogénicos. Contudo, o lançamento incontrolado de águas utilizadas, provenientes de zonas urbanas, e os resíduos industriais tornaram as águas costeiras num meio propício ao desenvolvimento de microrganismos patogénicos.

Embora estes não representem, em regra, um grande perigo para os indivíduos que se banhem nas praias, com exceção do caso de elevadas poluições fecais, constituem um risco indiscutível para quem se alimenta de seres vivos criados nesse meio. Por exemplo, a presença de abundante matéria orgânica

favorece o desenvolvimento e crescimento de bancos de moluscos comestíveis que absorvem e retêm numerosos microrganismos patogênicos para os humanos. Este fenômeno explica a frequência de salmonelas e outras doenças provocadas por ingestão de moluscos (ostras, amêijoas, berbigão, etc.). Contaminações semelhantes podem ocorrer com os peixes que entram na cadeia alimentar dos humanos.

A poluição química dos mares e oceanos reveste uma importância muito maior do que a poluição por microrganismos. Numerosos detergentes e pesticidas arrastados pelas águas pluviais têm efeitos muito nocivos sobre a fauna e a flora no litoral. Outros produtos de origem industrial podem ter efeitos catastróficos nas comunidades costeiras. Os agentes poluentes, em geral, percorrem toda a cadeia trófica marinha, iniciando-se no fitoplâncton e zooplâncton, para se concentrarem finalmente nos moluscos e peixes que são comidos pelos humanos.

Os rios são poluídos pela contaminação de lixos orgânicos, incluindo as excreções humanas e dos animais e resíduos agrícolas resultantes da decomposição das plantas. Com o aumento da população e a aparição da atividade industrial, a poluição dos rios e lagos não cessou de aumentar.

Em 1961, a Organização Mundial de Saúde deu a seguinte definição relativa à poluição das águas doces: "Um curso de água considera-se poluído logo que a composição ou estado da água são direta ou indiretamente modificados pela atividade humana, de tal maneira que a água se presta menos facilmente às utilizações que teria no seu estado natural". Esta definição inclui também as modificações das propriedades físicas, químicas e biológicas da água que a podem tornar salobra (não potável) ou não utilizável para consumo nas atividades domésticas, industriais, agrícolas, etc.

As principais fontes poluidoras são:

- Águas residuais urbanas, que contêm os resíduos coletivos resultantes da vida quotidiana. cujo volume está em aumento constante, chegando em certas cidades a atingir os 600 litros por habitante e por dia, o que significa cerca de 50 quilos de substâncias secas e sólidas por habitante e por ano;
- Águas de origem industrial, principal fonte de poluição das águas dos rios. A maioria das unidades industriais utiliza água em quantidade variável nos diferentes processos de fabrico. Os principais fatores poluentes são o petróleo, o carvão, as indústrias químicas e as que utilizam como matéria-prima a celulose;
- A poluição de origem agrícola, proveniente essencialmente de certos produtos utilizados na agricultura, como os adubos, inseticidas e dejetos de origem animal;
- Águas poluídas por escorrências urbanas.

Apesar da muita legislação existente sobre a água, nada existe especificamente quanto à qualidade e critérios de descarga das águas de escoamentos pluviais, sendo neste caso utilizados os valores limite de emissão estabelecidos nas normas de descarga de águas residuais. Assim sendo, o controlo das descargas de escoamentos deve basear-se na monitorização de parâmetros como o pH, temperatura, SST, CBO, CQO, óleos e gorduras, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, azoto, fósforo, zinco, cobre e chumbo (Ramísio *te al*, 2011).

O Instituto da Água, I.P. (INAG), enquanto Autoridade Nacional da Água, determina através da Lei da Água, o uso de critérios e diretrizes que promovam o respeito dos princípios da prevenção, da precaução e da correção (Ramísio *te al*, 2011).

O princípio da prevenção considera que as ações com efeitos no ambiente devem ser consideradas de forma antecipada de forma a se eliminarem as próprias causas de alteração do ambiente. O princípio da precaução preconiza a introdução de medidas destinadas a evitar o impacto negativo de uma ação sobre o ambiente, mesmo na ausência de certeza científica quanto à existência de uma relação causa efeito. O princípio da correção (na fonte) compreende a inclusão de medidas que podem ser soluções de drenagem específicas para cada situação e sistemas de tratamento adequados, de modo a reduzir, antes da descarga, as cargas poluentes para níveis aceitáveis com o objetivo de se proteger e/ou não agravar as condições do meio recetor (Ramísio *te al*, 2011).

No início do século XX foram dados passos significativos para a compreensão dos processos de tratamento de águas residuais urbanas e, desde essa altura, tem-se assistido à generalização da implementação de sistemas de drenagem e tratamento deste tipo de efluentes. Atualmente, nos países desenvolvidos, a quase totalidade das zonas urbanas estão asseguradas por este tipo de sistemas.

As águas residuais industriais têm também sido objeto de legislação específica, o que tem obrigado à generalização da implementação de sistemas de tratamento específicos para cada indústria.

As escoamentos urbanas encontram-se numa fase mais atrasada. De facto, a natureza deste tipo de poluição e a variabilidade dos caudais e constituintes associados, dificultam o estabelecimento de medidas efetivas para o controlo deste tipo de poluição. No entanto, nas últimas décadas este assunto tem merecido um interesse crescente da comunidade técnica e científica.

Esta dissertação visa analisar este problema analisando as metodologias para o controlo deste tipo de poluição e a aplicação desta a um caso de estudo no norte de Portugal.

## 1.2. OBJETIVOS DO TRABALHO

Os objetivos deste trabalho foram os seguintes:

- Identificar os principais focos e agentes causadores da poluição por escorrências urbanas;
- Analisar as metodologias e sistemas de controlo e tratamento que contribuem para a minimização da massa poluente;
- Modelar o funcionamento de redes urbanas de drenagem de águas pluviais e simular processos de tratamentos dos poluentes nelas incorporados;
- Analisar um caso de estudo, avaliando:
  - A variação temporal da massa poluente;
  - A eficácia do sistema proposto.
- Fazer uma análise crítica dos resultados obtidos;
- Formular conclusões através do estudo de caso e sua contribuição para a minimização da poluição por escorrências urbanas.



## CAPÍTULO 2

### POLUIÇÃO POR ESCORRÊNCIAS URBANAS



## **2. POLUIÇÃO POR ESCORRÊNCIAS URBANAS**

Os poluentes resultantes das práticas desenvolvidas em ambiente urbano, ou da degradação dos materiais que suportam estas atividades são lixiviados pela precipitação, resultando em águas com a presença de contaminantes.

### **2.1. TIPOS DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS**

As câmaras municipais são a entidade responsável pelo controlo e manutenção dos sistemas de águas pluviais. No entanto compete a cada um a responsabilidade de reduzir a quantidade de poluentes que todos os dias são transportados para o sistema de saneamento. No final, cabe à autarquia e ao munícipe arcar com todos os custos de tratamento da poluição, sendo este tanto maior quanto mais a jusante nos encontramos.

A intensidade e a severidade da poluição das águas pluviais são afetadas por:

- Tempo seco antecedente e a intensidade da precipitação do evento;
- Densidade populacional e usos na bacia de drenagem;
- Nível de cobertura vegetal;
- A metodologia da limpeza das vias;
- Práticas locais, tais como varrer ruas, controle de animais de estimação, rega de jardim ou a utilização de produtos químicos e fertilizantes.

### **2.2. POLUIÇÃO URBANA**

As atividades típicas que podem causar poluição de águas pluviais são:

- Lavagem de veículos na via pública: Uso de detergentes, permitindo que este seja drenado pelas sarjetas;
- Reparação de veículos na via pública: Permitir que fluidos extremamente nocivos, como óleo ou outras substâncias sejam drenadas para a via;
- Limpeza de resíduos para a via: Permitir que folhetos publicitários, embalagens de todos os tipos ou folhas de jardim que se acumulam nas ruas possam ser integradas no sistema de drenagem de águas pluviais;
- Beatas de cigarro: Atirar pontas de cigarro para o chão, uma vez que estas serão arrastadas para as sarjetas logo que se verifique precipitação;

- Limpeza de materiais: Permitir que águas contaminadas através da limpeza de todo o tipo de materiais contaminem o sistema de águas pluviais;
- Lavagem de pavimentos: Permitir que as águas provenientes de lavagens de pavimentos que incorporam diverso tipo de detritos e contaminantes possam atingir o sistema de águas pluviais;
- Excrementos de animais: Permitir que os animais de estimação deixem livremente os seus excrementos na via pública, sendo estes arrastados para as sarjetas quando se verifique precipitação (imagine-se o efeito cumulativo de todos os animais de estimação da sua área de residência).

Pela natureza da formação dos contaminantes em ambiente urbano e pela natureza da precipitação, a poluição associada tem origem difusa, dificultando a implementação de medidas de controlo.

Delville (1994) refere que a descontinuidade do fenómeno da poluição difusa (PD) provoca um choque que amplifica o seu impacto no meio recetor. É referido ainda que numa chuvada, uma fração substancial da média anual pode ser descarregada no meio recetor, podendo atingir 20% do total anual.

A identificação da poluição difusa devido à pluviosidade é mais complexa que as descargas das águas residuais urbanas, devido a (Delville, 1994) :

- Intermitência do fenómeno dos poluentes – As descargas fazem-se de uma forma descontínua e aleatória ao longo da ocorrência da pluviosidade;
- Grande variabilidade qualitativa dos poluentes – As concentrações e as cargas de poluentes podem variar entre dois aglomerados, dois escoamentos no mesmo local, ou ao longo de um mesmo escoamento. Entre concentrações médias de descargas de um aglomerado em diversas chuvas foram medidas razões da ordem de 40;

Como causas da PD apresentam-se as que são mais relevantes para os meios urbanos (Novotny, 1995):

- Aumento da população;
- Transformações no uso dos solos
- Urbanização;
- Falta de educação ambiental;
- Deficiente limpeza do meio.

Com base num estudo nos Estados Unidos da América, EPA (1984), estudou a contribuição de fontes pontuais e difusas para vários poluentes. A tabela 1 apresenta os valores encontrados:

<b>Poluente</b>	<b>%fontes pontuais</b>	<b>% fontes difusas</b>
Carência Química de Oxigénio (CQO)	30	70
Fósforo Total ( $P_T$ )	34	66
Azoto Kjeldahl Total (TKN)	10	90
Chumbo (Pb)	43	57
Cobre (Cu)	59	41
Cádmio (Cd)	84	16
Zinco (Zn)	30	70

**Tabela 1- Contribuição específica dos poluentes pontuais e difusos nos Estados Unidos.**

**(Adaptado de EPA, 1984, em Novotny, 1995)**

Como principais poluentes associados à PD em meios urbanos podem-se enumerar: os sedimentos, os sólidos flutuantes, a carência de oxigénio, os nutrientes, os metais pesados, os óleos e as gorduras, a presença de microrganismos patogénicos e outras substâncias tóxicas. Os metais pesados e as substâncias tóxicas são um dos problemas que mais pode afetar o meio aquático devido à sua toxicidade, persistência e capacidade de bioacumulação. Estes poluentes são facilmente arrastados nos sedimentos devido à sua facilidade de ligação por fenómenos de adsorção, esta aumenta com a superfície específica dos sedimentos. A emissão destes poluentes deve ser minimizada ao máximo, mesmo quando atinjam valores abaixo do recomendado na legislação portuguesa.

Uma das formas de reduzir as fontes de PD é através da implementação de Melhores Práticas de Gestão (MPG), para se atingir as metas da qualidade da água, através das menores modificações hidrológicas estruturais (Liu e Lipták, 2000).

A gestão da poluição difusa pode ser dividida nas seguintes categorias (Novotny e Olem, 1994):

- Controlo na fonte - Evita que os poluentes entrem em contacto com a chuva e/ou escoamento (e.g.: adoção de gasolinas sem chumbo, limpeza das estradas, canais relvados e valas de filtração);
- Modificações hidrológicas - Têm como objetivo controlar a poluição difusa emitida e transportada na superfície de escoamento (e.g.: pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração);
- Tratamento - Este corresponde ao último recurso para a resolução da PD em meios urbanos. Deve ser sempre integrado num sistema global de gestão de águas pluviais

que inclua os três pontos anteriores. Não deve ser utilizado como a primeira resposta ao problema em questão.

### **2.3. ELEMENTOS CONSTITUINTES DAS ESCORRÊNCIAS URBANAS E OS SEUS INCONVENIENTES**

São diversas as origens dos poluentes constituintes das escorrências urbanas, mas têm um papel relevante no agravamento da poluição os escorrimentos provenientes das áreas urbanas, das estradas e das atividades industriais e agrícolas.

De uma forma geral, a água residual (água pluvial poluída) pode ser constituída por:

- Matéria mineral sólida decantável (argilas em suspensão coloidal, areias, etc.);
- Matéria orgânica decantável ou não, cujo processo de decomposição implica consumo de oxigénio dissolvido, que é quantificado pela carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>);
- Sais minerais dissolvidos;
- Óleos;
- Gorduras;
- Hidrocarbonetos;
- Eventuais elementos tóxicos;
- Corpos flutuantes de maior ou menor dimensão;
- Vírus e bactérias patogénicas.

#### **2.3.1. Matéria Orgânica**

A decomposição da matéria orgânica consome oxigénio entrando em competição com as plantas e os animais aquáticos, inibindo ainda fenómenos de fotossíntese.

Acresce ainda, o facto de os sólidos em suspensão contribuírem para a turvação da água, produzindo uma imagem e efeito desagradável, principalmente, quando se verifica em bacias com fins turísticos e/ou recreativos.

#### **2.3.2. Metais pesados**

Os metais pesados mais frequentemente detetados, e em concentrações mais elevadas, são o cobre (Cu), o chumbo (Pb) e o zinco (Zn) (FWHA, 1996).

Num esforço para reduzir a emissão de metais pesados para o ambiente, o uso do chumbo como aditivo na gasolina está proibido nos países da UE, desde 1 de Janeiro de 2000. No entanto, apesar de se ter verificado um decréscimo considerável de chumbo nas águas de escorrência de vias urbanas, a quantidade de chumbo emitida durante décadas, continua presente nos solos. Se se criarem condições ambientais que promovam a mobilidade do chumbo no solo, corre-se o risco de contaminação das águas subterrâneas.

Nas vias urbanas, os metais pesados são geralmente adsorvidos por partículas suspensas no ar como o pó e outros sólidos suspensos, e por materiais usados no processo de construção como o asfalto, o cascalho, areia...

Depois da proibição do chumbo como componente da gasolina e de outras matérias primas, o Zn, o Cu e o Cr, passaram a constituir a maior fonte de emissão de metais pesados (DWW, 1995).

### **2.3.3.Cobre**

O cobre tem vários usos, tais como a fabricação de tubos, válvulas, acessórios para wc e está presente em ligas e revestimentos. Na forma de sulfato ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) é usado como algicida. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem minas de cobre ou de outros metais, corrosão de tubagens de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir do uso agrícola do cobre e precipitação atmosférica de fontes industriais. O cobre aparece naturalmente em todas as plantas e animais e é um nutriente essencial em doses reduzidas. Diversos estudos indicam que uma concentração de 20  $\mu\text{g/L}$  de cobre ou um teor total de 100  $\text{mg/L}$  por dia na água é capaz de produzir intoxicações no homem, com lesões no fígado. Concentrações acima de 2,5  $\mu\text{g/L}$  transmitem sabor amargo à água; acima de 1  $\mu\text{g/L}$  produz coloração em louças e sanitários. Para espécies aquáticas, muito mais do que para o homem, as doses elevadas de cobre são extremamente nocivas. Concentrações na ordem de 0,5  $\mu\text{g/L}$  são letais para trutas, carpas, peixes vermelhos de aquários ornamentais e outros. Os microrganismos morrem com concentrações acima de 1,0  $\text{mg/L}$  (EPA, 1972).

### **2.3.4.Chumbo**

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos. O chumbo tem ampla aplicação industrial, tais como na fabricação de baterias, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros, ligas metálicas etc. A presença do metal na água ocorre por deposição atmosférica ou lixiviação do solo. Raramente é encontrado na água da rede, exceto quando as canalizações são à base de chumbo, ou soldas, acessórios ou outras conexões.

A exposição da população em geral ocorre principalmente por ingestão de alimentos e bebidas contaminadas. O chumbo pode afetar quase todos os órgãos e sistemas do corpo humano, mas o mais sensível é o sistema nervoso. A exposição aguda causa sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarreias. Na exposição prolongada são observados efeitos renais, cardiovasculares, neurológicos e nos músculos e ossos, entre outros. É um composto cumulativo provocando um envenenamento crônico. As doses letais para peixes variam de 0,1 a 0,4 mg/L, embora alguns resistam até 10 mg/L em condições experimentais (CETESB, 2007).

### **2.3.5.Zinco**

O zinco e os seus compostos são muito usados na fabricação de ligas e latão, galvanização do aço, na borracha como pigmento branco, suplementos vitamínicos, protetores solares, desodorizantes, champôs, etc.

A presença de zinco é comum nas águas superficiais naturais, em concentrações geralmente abaixo de 10 µg/L; em águas subterrâneas ocorre entre 10-40 µg/L. Na água de abastecimento, a concentração do metal pode ser elevada devido à dissolução do zinco das tubagens. É um elemento essencial ao corpo humano em pequenas quantidades. A atividade da insulina e dos diversos compostos enzimáticos dependem da sua presença.

O zinco só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito elevadas, o que é extremamente raro, e, neste caso, pode acumular-se noutros tecidos do organismo humano. Nos animais, a deficiência em zinco pode conduzir ao atraso no crescimento. O valor máximo permitido de zinco na água potável é de 5 mg/L. A água com elevada concentração de zinco tem aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida (Philippi *et al*, 2004).

### **2.3.6.Hidrocarbonetos**

Os hidrocarbonetos são moléculas constituídas essencialmente por hidrogénio e carbono, podendo ainda incluir na sua estrutura oxigénio, nitrogénio e enxofre. A poluição por escorrências urbanas de hidrocarbonetos é gerada pelo processo de combustão no motor (de combustíveis e de óleos) ou através de perdas de óleos dos sistemas de lubrificação. Os hidrocarbonetos são libertados pelo processo de combustão resultante da queima de gasolina.

Óleos, combustíveis e lubrificantes são geralmente lixiviados ou evaporados para o ambiente e os HAP são constantemente libertados pelo processo de combustão. O óleo existe numa fração maior, sendo a nafta (HAP) o segundo grande grupo que integra os hidrocarbonetos.

A evaporação desempenha um papel importante na emissão de poluentes por hidrocarbonetos. O vapor é libertado pelo sistema de combustão quando o veículo está em andamento e/ou em estacionamento com o motor em ponto morto.

Num estudo realizado no Reino Unido, em que se procedeu à monitorização da emissão de hidrocarbonetos, em situações de tráfego e em parques de estacionamento, concluiu-se que 45% das emissões são libertadas através da evaporação (Barlow, 1993 em James, 1999). A emissão de poluentes através deste processo pode ocorrer também durante a operação de abastecimento de depósitos de gasolina dos veículos, ou através de fugas de combustível dos motores de carros usados (Pettersson, 1983 e 1983b em James, 1999). Em países com clima temperado como Portugal, a temperatura contribui para o aumento da volatilização.

### **2.3.7. Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares (HAP)**

Os hidrocarbonetos aromáticos polinucleares são uma classe de compostos orgânicos semi-voláteis, formados por anéis benzénicos ligados de forma linear, angular ou agrupados, contendo na sua estrutura somente carbono e hidrogénio.

Dos hidrocarbonetos aromáticos polinucleares, dezasseis são indicados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos como sendo poluentes prioritários, que têm sido cuidadosamente estudados devido à sua toxicidade, persistência e predominância no meio ambiente, são eles: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno (1,2,3-cd) pireno, naftaleno e pireno.

O comportamento, transporte e destino desses compostos no meio ambiente dependem de suas características físico-químicas e bioquímicas. Geralmente os HAP são persistentes no meio ambiente e possuem baixa solubilidade em água, com exceção do naftaleno, que é relativamente solúvel. Na maioria dos casos, essa solubilidade diminui com o aumento do número de anéis e da massa molecular do composto. Esta é uma das propriedades mais importantes no transporte desses compostos no meio ambiente. Os compostos mais solúveis em água são transportados mais facilmente, pois tendem a ter uma baixa adsorção nas partículas do solo. Além disso, são mais susceptíveis à biodegradação, devido à sua estrutura mais simples.

Os HAPs podem causar efeitos toxicológicos no crescimento, metabolismo e reprodução de todas as espécies (microrganismos, plantas terrestres, espécies aquáticas, anfíbios, répteis, aves e mamíferos). Estes efeitos podem associar-se à formação de tumores, toxicidade aguda, bioacumulação e danos na

pele de diversas espécies animais. Os principais objetos de pesquisa desses compostos têm sido as suas propriedades cancerígenas, mutagênicas e genotóxicas (CETESB, 2007).

### **2.3.8. Partículas sólidas**

São frequentemente depositados nas zonas urbanas, sólidos como poeiras, areia, restos de vidro, plástico, papel, beatas, etc. e, ainda, partículas de solo. É comum a adsorção de metais pesados e hidrocarbonetos a estas partículas. As poeiras, solo e húmus podem também conter bactérias e vírus, eventualmente patogênicos. O conteúdo de matéria orgânica também depende da vegetação e de ações antrópicas como a fertilização de jardins ou de zonas agrícolas limítrofes.

O aspeto da dimensão das partículas é importante. Segundo Hamilton e Harrison (1991) em James (1999), é a fração de sólidos suspensos, mobilizados pelo vento ou pela pluviosidade, que constitui a mais importante fonte de poluição do ambiente. Hvitved-Jacobsen e Yousef (1991) referem também que a informação existente indica que quantidades importantes de metais pesados e de outros poluentes se encontram associados às partículas sólidas, sendo a concentração maior nas partículas de menores dimensões. Apesar das partículas de dimensão inferiores a 63µm, constituírem apenas 6% do total de sedimentos, estas podem conter até 50% da carga poluente de metais pesados, hidrocarbonetos e nutrientes (James, 1999). Outros autores apresentam conclusões semelhantes. Note-se, todavia, que são apresentados diferentes valores para as percentagens de poluentes associados aos sólidos suspensos totais (SST), pelo que se poderá supor que variáveis locais influenciarão a distribuição de poluentes entre a fração sólida e a dissolvida.

### **2.3.9. Nutrientes**

As águas de escorrências urbanas podem conter pequenas quantidades de amónia, nitratos, nitritos, nitrogénio orgânico e fosfatos. Os nutrientes produzidos pela emissão de hidrocarbonetos são essencialmente compostos de fósforo e azoto (Dagvattenhantering (1983) em James (1999)).

As poeiras, solo e húmus presentes no ambiente rodoviário, podem também conter bactérias e vírus, eventualmente patogênicos, além de outros microrganismos.

## **2.4. IMPACTOS NO MEIO HÍDRICO E SOLOS**

As águas de escorrências urbanas podem provocar impactos quantitativos e qualitativos nos solos e nas águas superficiais e subterrâneas.

Embora possa ser discutível a forma de classificar os vários tipos de impactos existentes, é importante aplicar estes conceitos à avaliação de impactos no meio hídrico. Os impactos ambientais podem dividir-se em impactos diretos, impactos indiretos e impactos cumulativos. Podem ser temporários ou permanentes, reversíveis ou irreversíveis.

Os impactos cumulativos resultam de várias atividades com impactos mais ou menos significativos, individualmente, mas em que o resultado da soma destes, num determinado local, se traduz num impacto cumulativo, que pode apresentar características diferentes. Os impactos cumulativos adquirem um interesse particular na avaliação de meios hídricos, distinguindo-se os de carácter aditivo ( $A+A=2A$ ), sinérgico ( $A+A>2A$ ) ou interativo ( $A+B=C$ ) (adaptado de Burris e Canter, 1997).

De uma forma geral, quando se avaliam os impactos das águas de escorrências urbanas há tendência para valorizar os impactos quantitativos, diretos e visíveis.

A avaliação de impactos ambientais de poluentes está dependente dos processo de transporte e de transformação que estes possam sofrer no ambiente. Os poluentes que são transportados na forma dissolvida, quando conservativos, têm um tempo de residência no sistema equivalente ao tempo de residência médio da água. No entanto, os poluentes tóxicos associados aos sólidos suspensos podem incorporar-se nos sedimentos imóveis do leito da massa de água, ou ficar retidos nos solos e nos sistemas de drenagem. Assim, todos os processos associados ao transporte e ao comportamento de sedimentos, conduzem também a fenómenos de movimento e especiação de poluentes. O destino de um determinado poluente num local está, portanto, dependente de diversos fatores.

Os dois elementos básicos que afetam o transporte e comportamento de poluentes no subsolo são as características do meio envolvente e as propriedades físicas, químicas e biológicas dos poluentes. Os elementos conservativos (não reativos) movem-se no subsolo, condicionados pelos processos hidrodinâmicos e não são afetados pelos processos bióticos ou abióticos que possam estar ativos. Pelo contrário, os elementos não conservativos (potencialmente ativos) podem ver o seu destino alterado se as condições do subsolo e as propriedades dos poluentes forem favoráveis à ocorrência de reações químicas e/ou biológicas.

As mais importantes características do meio no condicionamento dos processos de transporte são:

- As características físicas: a textura, a porosidade e a condutividade hidráulica; estas características determinam o potencial regime de recarga, o tipo de escoamento subterrâneo, a superfície de contacto, condicionando assim as possíveis interações químicas entre a água circulante e as formações envolventes;

- As características químicas: a composição mineralógica da matriz sólida, o pH, o potencial de oxidação/redução, a capacidade de troca catiónica, condicionam o grau e a extensão das reações com os elementos em solução na água.

## 2.5. MOVIMENTO DOS POLUENTES NO SOLO

O movimento dos poluentes no subsolo resulta de uma combinação entre os seguintes três conjuntos de processos:

- Físicos: convecção, dispersão mecânica e difusão molecular;
- Químicos: adsorção, troca iônica, precipitação/dissolução, reações ácido-base, hidrólise, complexação iônica, oxidação/redução e decaimento radioativo;
- Biológicos: biodegradação.

Este conjunto de fenômenos pode assumir diversas escalas de importância, em função das características do meio onde se processam e dos poluentes presentes. São disso exemplo os fenômenos de dispersão que ocorrem em escalas muito diversas (de alguns metros a vários quilômetros) como resultado da heterogeneidade e anisotropia do meio (Bear, 1972; Fried, 1975; Lobo-Ferreira, 1988 e Gambolati et al., 1993). Também as reações químicas e biológicas entre os poluentes e o meio envolvente são condicionadas pela razão entre a escala de tempo das reações químicas e a velocidade de escoamento das águas subterrâneas, condicionando, assim, a existência ou não de equilíbrio.

Outros aspectos relevantes no condicionamento, direto ou indireto, do transporte de poluentes no subsolo, quer pela alteração do regime de escoamento quer pela alteração de condições químicas, são o regime hidrológico e as condições climáticas da área, que determinam, em parte, o regime de recarga e o escoamento no subsolo.

A intensidade de contaminação depende também do volume da massa recetora, como sejam o volume de uma lagoa, rio ou lago e da concentração dos poluentes. Por outro lado, nos rios, as águas estão em constante movimento, em oposição à água dos lagos e lagoas interiores, que permanecem aproximadamente constantes, mantendo os poluentes concentrados localmente.

Entre os poluentes mais comuns e preocupantes nas águas de escorrência, encontram-se os metais pesados (zinco, cobre, chumbo, cádmio, crómio), os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), os óleos e gorduras e os sólidos suspensos totais. A matéria orgânica também pode revelar-se importante, ao estimular o crescimento de bactérias na massa de água.

Os metais pesados são elementos inorgânicos cuja forma iônica permanece solúvel na água. No solo, podem ser adsorvidos às partículas sólidas e à matéria orgânica, podendo formar complexos. Estes processos de especiação condicionam a mobilidade dos metais pesados no solo, de acordo com condições físico-químicas como o pH, o potencial redox e a temperatura. A adsorção retarda a dispersão dos metais pesados no ambiente, nomeadamente a sua migração até às águas subterrâneas. Contudo, se a quantidade de metais pesados atingir níveis de saturação, ou se ocorrem mudanças ambientais físico-químicas (por ex. do pH), a capacidade de adsorção do solo poderá modificar-se, podendo ocorrer uma solubilização de metais anteriormente associados a partículas e a sua consequente lixiviação para as águas subterrâneas.

Outros autores (James, 1999 e Leitão, 2000) concluíram que o tempo de retenção dos metais pesados no solo, antes de alcançarem o nível freático, pode ser muito longo. Nestes estudos em que se apresentam vários cenários do processo de retenção dos metais pesados, concluiu-se que, a metais diferentes, correspondem tempos diferentes de retenção. Uma das razões apresentadas é a forte fixação do chumbo pela matéria orgânica (Hildebrand e Blum, 1975, em James, 1999), o que significa que há acumulação do chumbo na zona mais superficial do solo, onde o conteúdo de matéria orgânica é maior. A adsorção potencial do solo em metais pesados é a seguinte, por ordem decrescente: Hg>Pb>Cu>>Zn>Co>Ni>Cd (Brummer, 1986).

Deste modo, quando se verifica a retenção de metais pesados nos solos significa que o problema persiste já há algum tempo.

Os metais pesados, ao contrário dos poluentes orgânicos, não são degradáveis no ambiente, por isso acumulam-se nos organismos vivos, através da cadeia alimentar podem começar por afetar as plantas, indo posteriormente causar impactos em diferentes níveis da cadeia trófica.

Os metais pesados são tóxicos para os organismos a partir de determinadas concentrações, variáveis de acordo com o metal em causa. Os seus efeitos no organismo humano podem determinar doenças crónicas e cancerígenas. Os metais mais tóxicos e perigosos são o mercúrio, o cádmio e o chumbo, que têm uma elevada tendência para a acumulação nos organismos vivos, em especial no fígado, causando disfunções em diversos órgãos. O chumbo também pode afetar o sistema nervoso central (Merain, 1991).

Os hidrocarbonetos além de não serem conservativos, são mais facilmente lixiviados do que os metais pesados. A luz solar, na presença de oxigénio, é um processo não biótico que provoca reações químicas nas moléculas dos hidrocarbonetos, tornando-as mais perigosas do ponto de vista ambiental. Nestas condições, alguns compostos adquirem mais facilmente uma forma iônica, tornando-se,

consequentemente, mais solúveis na água. Este tipo de processo deverá ser frequente em Portugal, onde existem muitos dias por ano com radiação solar.

Durante a infiltração, os hidrocarbonetos podem evaporar-se ou permanecer no solo (Clark, 1995, em James, 1999).

Ao contrário dos metais pesados, os hidrocarbonetos não são adsorvidos pelas partículas minerais, mas unicamente pelos substratos orgânicos. Consequentemente, os fatores condicionantes da sua mobilidade são a matéria orgânica presente e os microrganismos (por ex.: bactérias). O transporte dos hidrocarbonetos depende do tipo de solo e da densidade dos compostos: os hidrocarbonetos de baixa densidade (LNAPL) ficam retidos nas zonas capilares (Young *et al.*, 1992) e os densos (DNAPL) tendem a migrar para maiores profundidades do solo, até encontrarem uma camada impermeável.

A presença dos hidrocarbonetos no solo promove a redução de oxigénio disponível, consequência de reações químicas e da atividade microbiana. Por seu turno, a redução de oxigénio aumenta a quantidade de bactérias anaeróbias que utilizam o óleo como principal fonte de energia. As bactérias fomentam diferentes tipos de reações redox que alteram a estabilidade química e física do solo, aumentando a solubilidade de alguns metais (por exemplo ferro) e a mobilidade dos metais pesados para as águas subterrâneas (James, 1999). Estes sistemas complexos, estão intimamente ligados e podem dar origem a reações imprevisíveis no que respeita à mobilização dos poluentes.

A presença de nutrientes nas águas de escorrências de urbanas podem contribuir para o crescimento da vegetação e de algas. Se a taxa de crescimento de microrganismos for elevada, devido a grandes quantidades de nutrientes, verifica-se uma significativa redução de oxigénio disponível na água e no solo, o que provoca a morte de algumas espécies de bactérias, promovendo a libertação de poluentes e toxinas (James, 1999).

Estas águas residuais, quando subsaturadas em oxigénio podem, ao atingir as águas superficiais, afetar diretamente a fauna, em especial os peixes.

## **2.6. TIPO DE SOLO**

O tipo de solo onde são depositados os poluentes provenientes das escorrências urbanas tem uma importância vital na repercussão da poluição das águas de escorrência, devido a duas propriedades principais: a permeabilidade e a capacidade de retenção de poluentes.

Em relação ao primeiro aspeto, a permeabilidade do solo, o seu valor está intrinsecamente ligado à dimensão física das partículas que constituem o solo. Se num solo se verificar a predominância de

partículas da dimensão do cascalho, a água pode fluir entre os grãos, originando um escoamento maior. Mas se o solo for constituído por uma percentagem considerável de partículas da dimensão do silte ou argila, o fluxo da água através do solo é muito menor. No caso de meios rochosos, este movimento depende em grande parte do grau de fracturação existente e de carsificação das rochas, no caso de meios cársicos. Maior grau de fracturação conduz a maiores valores de permeabilidade, uma vez que nestes meios a circulação de água se processa essencialmente nas fraturas.

Também a espessura do solo se considera ser um aspeto importante uma vez que é nele que podem ocorrer os principais processos de atenuação da poluição antes desta poder atingir as águas subterrâneas. Quanto maior for a espessura de solo a atravessar, mais longo será o tempo de retenção, o que retarda a poluição.

Em relação ao segundo aspeto, i.e. a capacidade de retenção dos solos, considera-se que, em geral, ela é elevada em muitos solos tendo especial repercussão na retenção de metais pesados. A matéria orgânica, os minerais das argilas, os óxidos e hidróxidos de Fe e Al e a área de superfície específica são os principais responsáveis pela adsorção de metais.

As principais características do solo que podem influenciar o comportamento químico dos poluentes são: o tipo de solo, a superfície específica das partículas sólidas, a percentagem de argila, a percentagem de matéria orgânica, a capacidade de troca catiónica (CTC), a percentagem de minerais das argilas, salinidade, o pH, a temperatura, a humidade, dióxido de carbono, a concentração em  $\text{SO}_4^{2-}$ , a concentração em P, a população de bactérias e o potencial redox (Hiemstra, 1996; Scheckel e Sparks, 2001).

Os solos reagem de maneira diferente consoante os poluentes que recebem, na medida em que os estimulam de forma diversa. Cada poluente tem um conjunto de minerais com os quais apresenta maior aptidão para reagir (através de troca iónica, adsorção, etc.), tendo em conta a dimensão dos iões, das partículas constituintes do solo, o conteúdo em matéria orgânica e a ação dos microrganismos (Hildebrand e Blum, 1975, em James, 1999).

A capacidade de adsorção depende dos minerais constituintes do solo. Cada um deles é seletivo em relação a cada metal pesado. A adsorção ocorre com uma determinada ordem de prioridade, dependendo das propriedades químicas e físicas de cada ião. Verifica-se então, que os minerais podem alterar a capacidade de adsorção do solo relativamente aos metais.

A análise global da componente litológica da área a estudar permite ter uma noção geral das potencialidades que apresenta nos processos de transporte de poluentes. Por exemplo, os solos arenosos, que apresentam um baixo conteúdo em matéria orgânica e em minerais argilosos, têm

tendência para ter uma diminuta capacidade de adsorção, sendo por isso meios onde a componente geológica contribuirá para a atribuição de um índice elevado de vulnerabilidade das formações aquíferas à poluição rodoviária.

A precipitação de óxidos de Fe e Mn, carbonatos de cálcio, e minerais de argila no solo, depende de fatores ambientais químicos como o pH e o potencial redox. Durante a precipitação ocorre a co precipitação de outros metais pesados, pelo que este fenómeno pode evitar a mobilização. Por exemplo, a precipitação de óxidos de Fe hidratado, ferrihidrite  $Fe_5(O_4H_3)_3$  co precipita outros iões incluindo o Cu, Mn, Mo, Ni, V e Zn podendo também adsorver aniões e catiões como o  $HPO_4^{2-}$  e  $AsO_4^{3-}$  (O'Neill, 1985, em Alloway, 1990). A formação de coloides pode também ocorrer no solo: os compostos orgânicos de peso molecular baixo podem unir o seu grupo carboxílico aos metais pesados como ligantes formando coloides. A formação de coloides impede a sua adsorção pelo solo. Contudo, estes coloides são geralmente solúveis na água, promovendo a mobilização de poluentes. A ordem da estabilidade do metal em função do coloide para alguns metais é a seguinte:

$Cu > Fe = Al > Mn = Co > Zn$  (Chen e Stevenson, 1986).

### 2.6.1.pH

O valor de pH do solo é outro fator que exerce um importante papel na retenção e na mobilidade dos elementos. A sua influência faz-se sentir principalmente nos processos de adsorção / desadsorção, nas reações de precipitação/dissolução e troca catiónica. O aumento do valor do pH tem como consequência o incremento da tendência para formar compostos hidrolisados, nomeadamente a adsorção, diminuindo o risco de migração dos metais para zonas mais afastadas. Também como consequência indireta, o aumento do pH provoca um aumento da capacidade de troca catiónica do solo (Canter *et al.*, 1987).

Sansalone (1997) demonstrou que alguns metais permanecem solúveis em ambientes de pH baixo: 1-10% para chumbo total, 20-40% para o cobre total e 30% para o zinco total. A solubilidade dos metais não é significativa para valores do pH entre 5,5 e 7,5. O processo de mobilização de metais na água ocorre quando o pH diminui para valores entre 4,8-4,0. De notar que o zinco é muito solúvel em ambientes de pH 4.

De acordo com Yong *et al.* (1992), os metais são solúveis em ambientes de pH muito elevado, mas existem outros substratos no solo que podem precipitar na presença de pH elevado, como por exemplo, o sulfito da forma do enxofre que precipita em ambientes de pH muito elevado.

Existem metais com potencial para formar complexos hidroxilos, que precipitam em condições de pH entre 8-11. Os metais pesados possuem também uma escala ótima de pH (5-7) em que ocorre a

adsorção em minerais (Yong *et al.*, 1992). Quando se verifica uma descida do pH, aumenta a forma solúvel dos metais.

Observa-se que há metais pesados que originam coloides em ambientes de pH baixo. Nestas condições, o pH baixo afeta a solubilidade e a mobilidade de metais pesados. Observa-se também, que há iões que podem ocorrer na escala de pH elevada, embora geralmente aqueles metais coexistam em ambientes de pH muito elevado quando excedem a escala ótima de pH para a precipitação do hidróxido do metal pesado.

Pode-se observar também que o sulfato exerce uma influência significativa no decréscimo da mobilidade dos metais pesados. O sulfato precipita um sal insolúvel com quase todos os metais pesados na presença do potencial redox elevado. Se as condições redutoras diminuïrem, os sulfatos tenderão a diminuir também e o efeito da precipitação desaparecerá.

As reações redox são lentas e o sulfito, que é estável em condições redutoras, não tem tempo para se formar.

Em condições de pH muito baixo ou elevado as moléculas orgânicas, como os hidrocarbonetos, são ionizadas e na sua forma iónica são mais facilmente lixiviadas (Yong *et al.*, 1992).

### **2.6.2. Potencial Redox**

O potencial redox reflete o ambiente redutor ou oxidante do solo. Quando o potencial redox é baixo o sistema funciona como redutor e se for elevado verifica-se o oposto. Esta propriedade induz mudanças no ambiente químico e promove ou impede a ocorrência de determinadas reações no sistema. Consequentemente, afeta também a mobilidade dos poluentes.

Se o potencial redox no solo, for baixo, a mobilidade de metais pesados é mais elevada. Isto pode conduzir em parte à dissolução de hidróxidos de manganês e de óxidos de ferro (minerais das argilas) e os seus metais co precipitados são libertados na solução do solo devido às condições redutoras (Sposito, 1983). Contudo, ocorrem outras reações em ambientes redutores que originam a libertação compostos e de metais pesados em solução no solo. Uma das reações básicas é a redução do sulfato ou a redução por bactérias catalisadoras.

Os efeitos do potencial redox na mobilidade dos elementos devem ser analisados associados às condições do pH, porque a estabilidade dos compostos depende da interação entre o pH e o potencial redox (Appelo, 1996).

A mudança da estabilidade verifica-se em todos os metais pesados, sendo que cada um apresenta características de estabilidade diferentes.

A cor do solo pode ser um bom indicador do carácter redutor do sistema. O vermelho ou o castanho indicam condições de oxidação, as cores azuis a verdes e cinzentas indicam condições anóxicas (Alloway, 1990).

### **2.6.3. Concentração de $\text{CO}_2$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{NO}_3^-$ e P**

O  $\text{CO}_2$  faz parte de algumas reações de oxidação-redução que promovem a estabilidade do pH no solo, motivo pelo qual a concentração de dióxido de carbono dissolvido afeta o pH. O  $\text{CO}_2$ , pode também promover a acidificação (Yong *et al.*, 1992).

O sulfato é um anião básico que, quando presente na água reage com os metais pesados. O metal ligado ao sulfato precipita sob a forma sólida, o que impede a sua mobilidade. Em ambiente oxidante, o enxofre está geralmente sob a forma de sulfato e em ambiente redutor reage dando origem ao sulfito. O sulfito reage também com os metais pesados, sendo no entanto menos estável que o sulfato. A estabilidade de  $\text{SO}_4^{2-}$  depende muito do potencial redox e do pH do sistema.

As concentrações de  $\text{SO}_4^{2-}$  e de  $\text{NO}_3^-$  são também afetadas pelo potencial redox e pelo pH durante as reações químicas. A redução destes dois aniões capta catiões, influenciando assim o equilíbrio de reações químicas. Há também algumas bactérias especializadas na redução e oxidação do enxofre.

O fósforo, sob a forma de fosfato, reage facilmente com os metais pesados. O excesso de fósforo e de nitrogénio na zona superficial do solo promove o crescimento da população de bactérias azuis-verdes que usam o excesso de fertilizantes não consumidos pela vegetação.

Sabe-se que estas bactérias libertam toxinas, consumindo oxigénio.

### **2.6.4. Processos Biológicos**

Os principais processos biológicos que ocorrem no subsolo são a degradação bacteriana de compostos que são maioritariamente orgânicos.

A degradação biológica de poluentes orgânicos ocorre, principalmente, nos primeiros horizontes do solo. O ambiente rico em oxigénio e em microrganismos proporciona condições favoráveis para a degradação dos orgânicos por parte da fauna existente. A degradação é, em geral, um fator benéfico

em termos de remoção de poluentes orgânicos. Todavia, os produtos intermédios formados durante os processos de degradação podem constituir motivo de preocupação, a não desprezar.

## **2.7. METODOLOGIAS PARA A MINIMIZAÇÃO DA POLUIÇÃO POR ESCORRÊNCIAS URBANAS**

Muitos são aqueles que prontamente protestam uma vez afetados diretamente pela poluição da água nas zonas de lazer que frequentam. Embora não se apercebam, podem estar a contribuir decisivamente para essa situação através da deposição de fluídos e sedimentos nos pavimentos que posteriormente são arrastadas para o sistema de drenagem de águas pluviais. Na realidade, todos contribuem para a poluição da água causada por escorrências urbanas, assim como todos podem tomar medidas para diminuir este flagelo. Um simples gesto ou mudança de hábito, como evitar lavar o carro na via pública ou apanhar os dejetos dos animais domésticos podem fazer uma grande diferença. Certas atividades que podem parecer inofensivas ou insignificantes em pequena escala podem ter um enorme impacto cumulativo sobre os nossos meios aquáticos. Se imaginarmos milhares de pessoas nas rua ao nosso redor a deixar cair uma ponta de cigarro, a descarregar o detergente da lavagem do seu automóvel na via pública ou a varrer o pavimento da sua habitação para a rua... Tudo isto acaba integrado na água.

### **2.7.1. Soluções de Controlo na Origem**

Um dos maiores desafios que se deparam ao Homem, no limiar do 3º milénio, é a defesa e controlo da qualidade do ambiente urbano. O crescimento e conseqüente expansão urbana caracterizou-se, sobretudo nas últimas décadas, por um agravamento relevante da ocupação dos centros urbanos, criando profundas alterações no ciclo hidrológico natural e motivando a ocorrência de situações ameaçadoras do desenvolvimento equilibrado e estável do habitat humano.

Estas alterações verificam-se tanto ao nível quantitativo como ao nível qualitativo, sendo resultado do aumento da impermeabilização do solo, incremento do escoamento superficial, criação de obstáculos ao escoamento natural, artificialização e canalização de cursos de água, bem como à poluição dos meios recetores.

Como consequência destas situações observa-se:

- o comportamento deficiente das redes de drenagem, devido a sub-dimensionamento ou entupimentos e obstruções das secções de escoamento, com conseqüente entrada em carga de coletores e eventuais situações de inundação e conseqüente incorporação de todo o tipo de agentes poluentes;

- frequente entrada em funcionamento de descarregadores de tempestade ou de segurança, com descargas de caudais excedentes para o meio ambiente provocando um aumento da poluição do meio recetor;
- descarga de escorrências pluviais especialmente poluídas, caídas em rodovias ou outros locais pavimentados, para meios recetores sensíveis.

Em virtude de, em regra, não se proceder ao tratamento adequado das águas pluviais, devido ao conceito tradicional, incorreto de que a água da chuva não transporta poluentes, a descarga direta de sistemas para o meio recetor pode acarretar uma série de problemas de índole ambiental, nomeadamente aumento de sólidos em suspensão, diminuição do oxigénio dissolvido, aumento da carga bacteriológica e contribuição para a ocorrência de eutrofização do meio (ASCE e WEF, 1992).

Pelas suas características, as soluções de controlo na origem constituem instrumentos privilegiados para a resolução ou minimização dos problemas atrás referidos. Estas técnicas, quando bem implementadas e exploradas, constituem soluções que versam a filosofia do desenvolvimento sustentável, no sentido que não transferem problemas, no tempo e no espaço, para outros, e para jusante.

Citando Matos, 1999a, "A solução para o que pode ser considerado o novo paradigma da gestão de sistemas de drenagem urbana passa assim pela conceção e pela implementação de técnicas e procedimentos tendencialmente compatíveis com o desenvolvimento sustentável (...)".

Designa-se por controlo na origem de águas pluviais o conjunto de soluções técnicas ou procedimentos, a montante do sistema físico que é a rede de coletores, e que interferem ao nível da bacia de drenagem. Estas soluções têm como principal finalidade melhorar a infiltração de águas pluviais e/ou retenção temporária por forma a reduzir a afluência de água pluvial ao sistema de coletores e reter ainda eventuais poluentes que nela estejam incorporados.

Constituem exemplos de soluções de controlo na origem os poços absorventes, as trincheiras de infiltração, as bacias de infiltração, os filtros de areia enterrados, os reservatórios ou bacias de retenção e sistemas de pavimentos porosos. As lagoas ou leitos de macrófitas, são também consideradas soluções de controlo, no seu sentido mais lato, uma vez que têm uma função essencialmente qualitativa de controlo de qualidade das águas pluviais ou unitárias (mistura de águas pluviais e residuais).

As técnicas de controlo na origem promovem por um lado, um aumento da infiltração nas zonas de precipitação, constituem sistemas de retenção e infiltração possibilitando a redução da carga poluente, sem necessidade de recorrer a estações de tratamento convencionais. Este tipo de soluções exige,

contudo, uma interação forte entre os diversos agentes da intervenção urbana, e com os próprios utilizadores, e apresentam condições que favorecem a sua aplicação para fins múltiplos. Podem constituir, por outro lado, elementos de requalificação e valorização do espaço urbano, devendo ser concebidas e articuladas com outros elementos de ordenamento do território e planeamento urbanístico. Há casos em que se pode justificar a implementação de soluções de controlo na origem em áreas urbanas consolidadas, em articulação com as infraestruturas existentes, no quadro da beneficiação ou melhoria do comportamento dos sistemas. A necessidade de um planeamento antecipado, quando se pretende a implementação destas técnicas, deve-se ao facto de estas ocuparem, em regra, áreas consideráveis. A necessidade de espaço constitui, porventura, uma das maiores desvantagens deste tipo de soluções em relação aos sistemas convencionais.

Em Portugal, a implementação de técnicas de controlo na origem encontra-se ainda numa fase muito incipiente, mas crê-se poder vir a ser um domínio de grande interesse e prioridade.

Na implementação de um sistema de controlo de águas pluviais, o decisor deverá ter sempre em mente os objetivos principais que seguidamente se indicam (ASCE e WEF 1992):

- Condições de garantir escoamento superficial
- Controlo de inundações
- Controlo das condições de erosão dos terrenos e do assoreamento das infraestruturas
- Controlo dos poluentes transportados e descarregados

### **2.7.2. Vantagens das soluções de controlo na origem**

Os sistemas de controlo na origem, ao promoverem a infiltração, conduzem a uma menor necessidade de sistemas de drenagem, tanto separativos como unitários. Ao nível da qualidade do meio recetor, este aspeto contribui para uma diminuição das descargas diretas de excedentes de sistemas unitários para o meio recetor, provenientes de descarregadores de tempestade e de escorrências superficiais.

Ao nível do planeamento urbanístico é de salientar que a criação de zonas de usos múltiplos pode proporcionar uma mais valia paisagística. Uma das formas de ser atingido esse benefício é através da implementação de bacias de infiltração/retenção, que permitem a criação de um espaço de lazer, ao mesmo tempo que contribuem para o saneamento pluvial. No entanto, exigem uma nova abordagem ao nível da conceção e implementação, contemplando a necessidade de integração de especialistas de diversas áreas no projeto, que deverá ser realizado ao nível do plano de pormenor (Matos, 1999b).

Esta é a principal vantagem deste tipo de sistemas, sendo também de salientar as seguintes (Bettess, 1996):

- utilização em zonas onde não seja viável a ligação a redes pluviais dos sistemas de drenagem convencional;
- redução do impacto hidrogeológico da urbanização, através de controlo próximo da fonte;
- descentralização do sistema pluvial;
- simples e rápida construção;
- custos de investimento em regra inferiores ao das soluções tradicionais.

Na Figura é apresentada uma fotografia de uma bacia de retenção.



**Figura 1 - Apresentação de uma bacia de infiltração.**

**(Adaptado de STU, 1994)**

As soluções de controlo na origem apresentam um valor acrescentado no que diz respeito ao controlo de poluição e conseqüente melhoria da qualidade da água. De facto, as estruturas de controlo na origem proporcionam um controlo da qualidade do meio recetor, visto que o processo de infiltração promove a autodepuração das águas pluviais. Do ponto de vista da eficiência de tratamento, nos casos em que a carga poluente é mais elevada, é por vezes conveniente associar estruturas de pré-tratamento, tais como filtros de areia, decantadores ou leitos de macrófitas.

Estudos experimentais comprovam que com estas técnicas se podem obter valores de reduções de cargas poluentes da ordem dos 60 a 70% em carga orgânica, 80 a 90% em sólidos suspensos, 30 a 40% em azoto e 30 a 40%, ou superior, em termos de metais pesados (Matos, 1999).

Ao promoverem a infiltração, estas técnicas contribuem também para a recarga de aquíferos. No entanto, tendo em conta o anteriormente referido, torna-se necessário salvaguardar a qualidade das águas infiltradas.

No plano social, as soluções de controlo na origem motivam uma maior integração de zonas de lazer e recreio no tecido urbano, preenchidas por espaços verdes, permitindo uma harmonização com a zona envolvente. Reduz-se, assim, o cariz impessoal da grande maioria das urbanizações, fomentando a interligação da população residente com o meio em que se insere. Estas soluções contribuem desta forma para uma valorização e requalificação da zona urbana, através da criação de zonas de usos múltiplos.

No entanto, de modo a ser possível compatibilizar essas infraestruturas com o meio circundante, é importante que as entidades responsáveis desenvolvam novas abordagens de projeto integradas, assentes em critérios de qualidade e valorização ambiental.



## CAPÍTULO 3

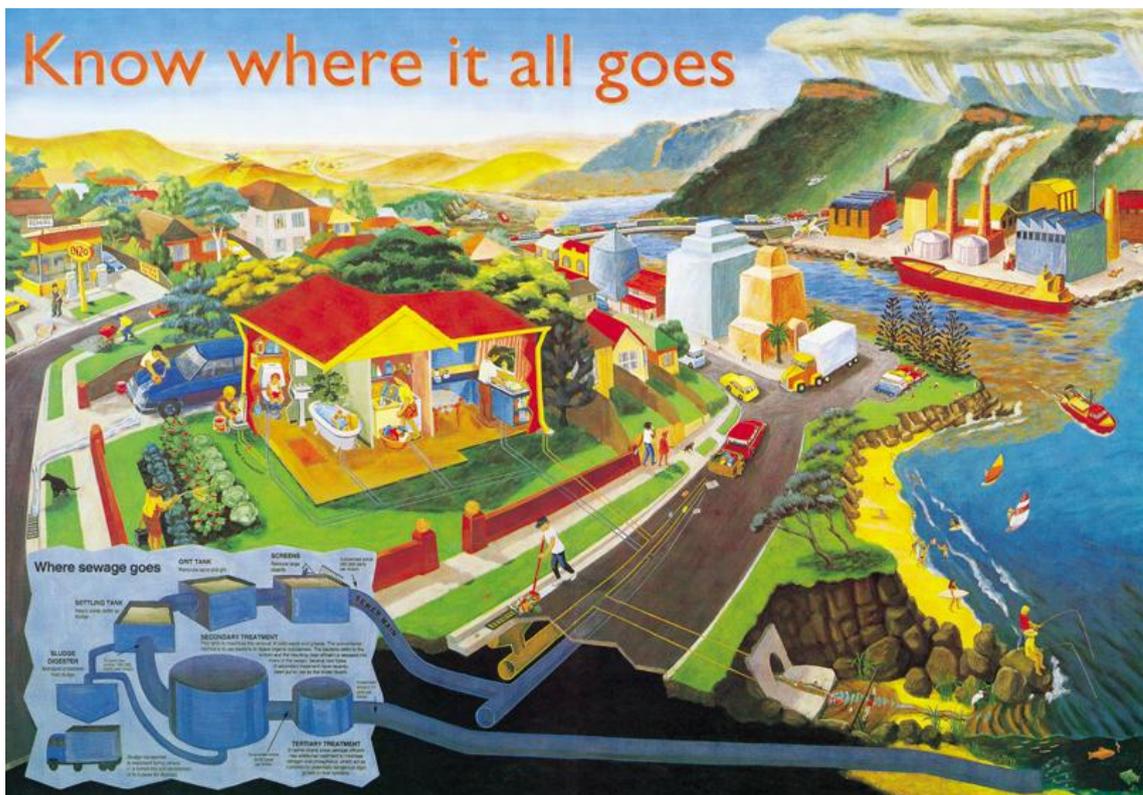
### SISTEMAS DE CONTROLO E TRATAMENTO



### 3. SISTEMAS DE CONTROLO E TRATAMENTO

#### Tratamentos para águas pluviais

No presente capítulo serão apresentadas e analisadas algumas das Melhores Práticas de Gestão (MPG) estruturais para o controlo e tratamento de escorrências urbanas. A forma para reduzir a poluição difusa deve basear-se em MPG não estruturais como por exemplo: programas de informação para o público, estratégias para tempestades, estratégias para os resíduos sólidos, controlo de descargas ilegais e controlo da erosão e sedimentos provenientes de zonas de construção.



**Figura 2 - Processo de transporte de poluentes desde a origem até ao destino final**

As soluções de controlo na origem de utilização mais generalizada compreendem diversas técnicas, de que se faz seguidamente uma breve e sucinta descrição (Azzout et al. 1994 e Matos, 1999):

#### 3.1. PAVIMENTOS PERMEÁVEIS

Os pavimentos permeáveis são dispositivos de infiltração onde o escoamento superficial é desviado através de uma superfície permeável para dentro de um reservatório de inertes rochosos localizado sob a superfície do terreno (Urbonas e Stahre, 1993). Segundo Schueller, 1987, os pavimentos permeáveis

são compostos por duas camadas de agregados (uma de agregados finos ou médios e outra de agregados graúdos) e ainda pela a camada do pavimento permeável propriamente dito.

O escoamento infiltra rapidamente na capa ou revestimento poroso (espessura de 5 a 10 cm), passa por um filtro de agregado de 1,25 cm de diâmetro e de aproximadamente 2,5 cm de espessura e vai para uma câmara ou reservatório de inertes rochosos mais profundo com agregados de 3,8 a 7,6 cm de diâmetro. A capa de revestimento permeável somente age como uma conduta rápida para o escoamento chegar ao reservatório de inertes rochosos. O escoamento, neste reservatório, poderá então ser infiltrado para o subsolo ou ser recolhido por tubos de drenagem e transportado para uma saída. Assim, a capacidade de armazenamento dos pavimentos porosos é determinada pela profundidade do reservatório de inertes rochosos (adicionando a este o escoamento perdido por infiltração no subsolo).

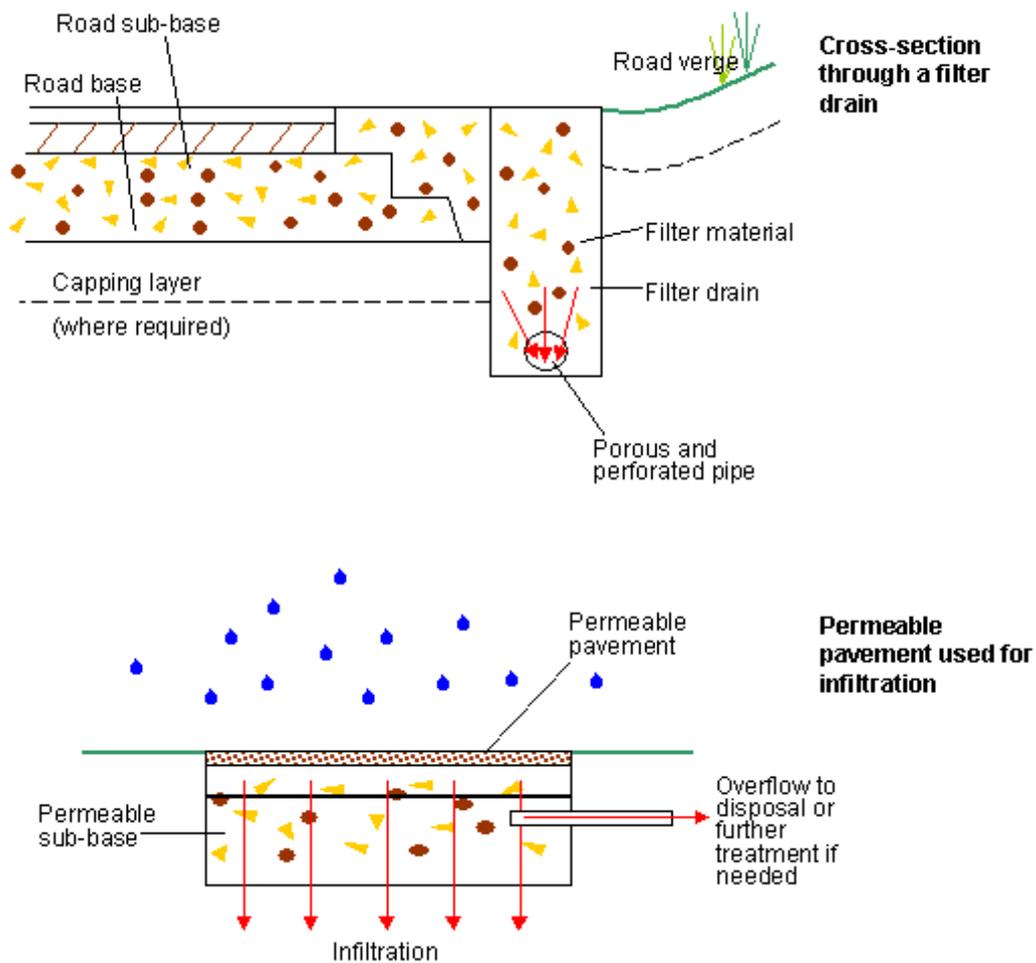


Figura 3 - Dinâmica de sistema de pavimento poroso.

(Adaptado de Lytag, 2010)

Urbonas e Stahre (1993) classificam os pavimentos permeáveis basicamente em três tipos:

- pavimento poroso de asfalto;
- pavimento poroso de betão;
- pavimento de blocos de betão vazado preenchido com material granular, como areia ou vegetação rasteira, como relva.

A camada superior dos pavimentos porosos (asfalto ou betão) é construída de forma similar aos pavimentos convencionais, mas com a subtração da fração da areia fina da mistura dos agregados do pavimento. Os blocos de betão vazados são colocados por cima de uma camada de base granular, normalmente areia. São colocadas telas geotêxteis sob a camada de areia fina para prevenir a migração da areia fina para a camada granular.

Urbonas e Stahre (1993) mencionam que não existem limitações para o uso do pavimento permeável, excepto quando a água não se consegue infiltrar no subsolo devido à baixa permeabilidade do solo ou se o nível do lençol freático for alto, ou ainda se houver uma camada impermeável que não permita a infiltração. Neste caso o pavimento permeável poderá ser utilizado como um poço de retenção, utilizando para isso uma membrana impermeável entre o reservatório e solo existente.

O sistema de drenagem com tubos perfurados espaçados de 3 a 8m deve completar este dispositivo nesta situação. O sistema deverá prever o esgotamento do volume num período de 6 a 12 horas.

Regra geral, a utilização dos pavimentos permeáveis pode proporcionar uma redução dos volumes escoados e do tempo de resposta da bacia para condições similares às condições de pré-desenvolvimento e até mesmo, dependendo das características do subsolo, condições melhores que as de pré-desenvolvimento desde que seja utilizado racionalmente, respeitando os seus limites físicos e desde que seja alvo de manutenção periódica e preventiva (trimestralmente), evitando assim o seu entupimento.

As principais limitações destes dispositivo podem ser:

- quando a água drenada se apresenta fortemente contaminada, haverá impacto sobre o lençol freático e sobre o escoamento subterrâneo;
- falta de controlo na construção e manutenção pode conduzir ao entupimento dos dispositivos e conseqüente ineficiência.

### 3.1.1. Dimensionamento

O dimensionamento envolve a determinação do volume drenado pela superfície ou por outra contribuinte que escoe para a área do pavimento. A precipitação é obtida com base no tempo de retorno escolhido e da curva de intensidade, duração e frequência do local.

Para o dimensionamento de um sistema de infiltração total (sem tubos de drenagem na parte superior do reservatório), o reservatório de inertes rochosos deve ser grande o suficiente para acomodar o volume de escoamento de um evento de projeto menos o volume de escoamento que é infiltrado nesse período de tempo. O volume de escoamento superficial gerado pela precipitação pode ser estimado através de:

$$V_r = (i_p + c - i_e) \times t_d \quad \text{Eq.1}$$

onde  $V_r$  é a altura de chuva retido pelo reservatório (em mm),  $i_p$  é a intensidade máxima de precipitação (em mm/h),  $i_e$  é a taxa de infiltração no solo (em mm/h),  $t_d$  é o tempo de duração da chuvada (em horas) e  $c$  é um fator de contribuição de áreas externas ao pavimento permeável e pode ser estimada pela equação seguinte:

$$c = \frac{i_p \times A_c}{A_p} \quad \text{Eq.2}$$

onde  $A_c$  é área externa de contribuição para o pavimento permeável e  $A_p$  é área de pavimento permeável.

A profundidade do reservatório da fração granular do pavimento permeável é determinado por:

$$H = \frac{V_r}{f} \quad \text{Eq.3}$$

onde  $H$  é a profundidade do reservatório da fração granular (em mm) e  $f$  é a porosidade do material.

A porosidade pode ser determinada pela equação:

$$f = \frac{V_L + V_G}{V_T} \quad \text{Eq.4}$$

onde  $V_L$  é o volume de líquidos,  $V_G$  é o volume de vazios e  $V_T$  é o volume total da amostra.

Os pavimentos permeáveis são unicamente viáveis para taxas de infiltração do terreno natural superiores a 7 mm/h. Para realizar a sua estimativa deve-se efetuar uma sondagem a uma profundidade de 0,6 a 1,2 m abaixo do nível inferior do reservatório de inertes rochosos com o propósito de verificar o tipo de solo existente (já que tipos de solos com uma percentagem de argila superior a 30% ou de silte e argila combinados de 40% não são bons candidatos para este tipo de dispositivo). A camada impermeável ou o nível freático no período chuvoso deve estar pelo menos 1,2 m abaixo do nível do pavimento.

Para determinar a profundidade do reservatório de inertes rochosos, é necessário selecionar o tipo de material a ser utilizado no mesmo. Schuller (1987) recomenda o uso de brita nº 3 ou nº 4 no reservatório de inertes rochosos.

Foram efetuados alguns ensaios de porosidade para uma brita nº3 (comercial) e chegou-se a valores de porosidade da ordem de 40 a 50%. Desta forma com os valores de porosidade e volume de água a reter pode-se estimar a profundidade do reservatório de inertes rochosos. Aconselha-se, por questões práticas, a utilização de profundidades mínimas do reservatório de inertes rochosos de 15 cm.

### 3.2. TRINCHEIRAS DE INFILTRAÇÃO

As trincheiras de infiltração funcionam como sistemas semelhantes a reservatórios convencionais de amortecimento de cheias, apresentando um melhor desempenho (em relação ao reservatório) uma vez que favorecem a infiltração da água no solo, com conseqüente redução dos volumes escoados e das descargas máximas de cheia (Azzout *et al.*, 1994; Balades *et al.*, 1998) citados por Souza (2002).

Existe uma variante, denominada trincheira de retenção, que é adaptada para solos pouco permeáveis, que direciona a saída de água para um sistema de condutas interno.

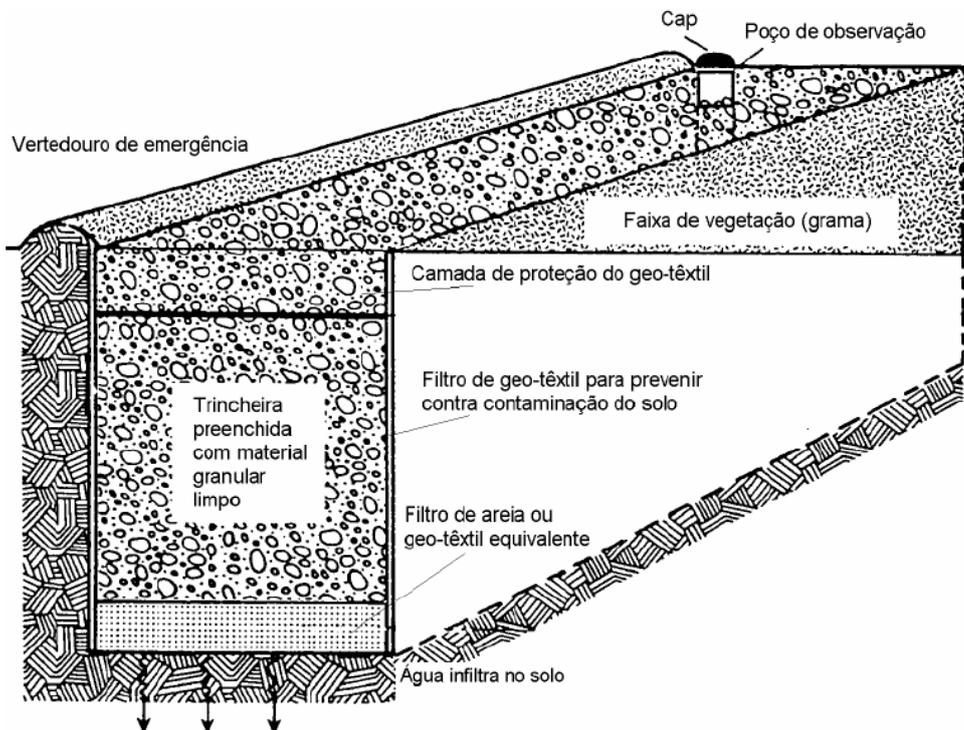


Figura 4 - Trincheira de Infiltração vs. Trincheira de Retenção.

(Adaptado de Azzout *et al.*, 1994)

A trincheira é escavada no solo e preenchida com material granular (seixos rolados, brita, entre outros) com porosidade em torno de 35%, podendo estar a céu aberto ou mesmo cobertas com relva ou com um revestimento permeável (é possível projetá-las de forma a serem ‘invisíveis’ no arranjo urbanístico). As paredes e o topo são revestidos por um filtro geotêxtil para evitar a penetração de sedimentos, devendo todo o material estar envolto no filtro geotêxtil, impedindo assim, a entrada de material fino na estrutura, além de servir como anti contaminante (no caso de resíduos sólidos suspensos).

Segundo Souza (2002), os limites para os valores mínimos e máximos de condutividade hidráulica saturada são discutidos por vários autores (Urbonas e Stahre, 1993; Bettess, 19996; Schueler, 1997; Hamacher et al., 1999; Argue, 1999), não havendo consenso. O valor mínimo é referente à capacidade de drenagem do solo, que não deve ser muito baixa e o valor máximo é referente ao potencial de remoção de poluentes e ao risco de contaminação do aquífero. Se a condutividade hidráulica for muito alta, o solo não terá tempo de filtrar os poluentes. A água recolhida infiltra-se pelas paredes e o pela base, exigindo que o solo tenha uma taxa de infiltração não inferior a 8 mm/h, para que o tempo de esvaziamento não seja elevado e para que também não seja muito elevado (lançamento direto no lençol) a ponto de contaminar o freático, por falta de filtragem do solo.



**Figura 5 - Corte sistema trincheira de infiltração.**

(Adaptado de Nascimento, 1996)

De acordo com Schueler (1987) e Souza (2002), as trincheiras de infiltração estão divididas em dois grupos: superficiais e subterrâneas. As trincheiras superficiais são tipicamente aplicadas em áreas residenciais, onde a carga de sedimentos e óleos é pequena, podendo ser retida pela relva, podendo receber contribuição difusa. As trincheiras subterrâneas podem receber escoamentos mais concentrados, de canalizações e estruturas de drenagem, mas devem ser providas de estruturas especiais de entrada que devem efetuar retenção de sedimentos e óleos.

A trincheira de infiltração tem portanto, a função de minimizar descargas de pico de um escoamento superficial e promover a recarga do aquífero. No entanto, uma outra função importante é a de promover o tratamento do escoamento pela infiltração no solo.

Estes dispositivos não toleram uma captação de escoamentos com cargas altas de sedimentos devido ao risco de colmatação do solo e do filtro geotêxtil. Uma elevada carga poluente não pode ser aplicada diretamente sobre a trincheira devido à sua incapacidade em tratá-la por meio da infiltração no solo. Nestes casos, as trincheiras devem possuir a montante, estruturas de remoção de sedimentos como: bacias de decantação ou faixas relvadas.

As trincheiras de infiltração devem ser dispostas a montante do sistema pluvial convencional como nas imediações zonas de estacionamento. Devem ser longas e estreitas, a sua utilização não é recomendada nas proximidades de captações de água de poços, em áreas industriais ou comerciais, devido ao perigo de contaminação com substâncias químicas, pesticidas e derivados de petróleo.

As maiores restrições à sua utilização poderão ocorrer em locais com movimentações excessivas de terra (aporte significativo de sedimentos não previstos) e afluência indesejada de esgotos carregados de matéria orgânica.

A realidade urbana dos países em desenvolvimento tende a limitar o uso das trincheiras de infiltração a zonas de estacionamento externos de edifícios residenciais e de empreendimentos comerciais como supermercados e centros comerciais.

As trincheiras de infiltração apresentam as seguintes vantagens e desvantagens (Azzout *et al.* 1994):

Vantagens:

- Redução das descargas de pico de escoamentos a jusante;
- Redução da despesa financeira devido à redução da dimensão da tubagem da drenagem de águas pluviais a jusante;
- Baixo custo;
- Redução dos riscos de inundação;

- Facilidade de construção;
- Boa interação com o meio urbano;
- Recarga do aquífero.

Desvantagens:

- Possibilidade de colmatção do sistema;
- Necessidade de manutenção regular;
- Risco de contaminação do lençol subterrâneo no caso de captação poluída.

A utilização deste tipo de estrutura deve obedecer a alguns cuidados. Os critérios para a escolha do local de implantação do sistema são (Urbonas e Stahre, 1993; Werf, 1999; Schueler, 1987; Bettess, 1996) e Souza (2002):

- Profundidade do lençol freático e da camada impermeável;
- Declividade do solo;
- Tipo de solo (superfície e sub-superfície);
- Usos do solo e cobertura vegetal;
- Relação entre a superfície impermeabilizada da bacia e a superfície disponível para infiltração;
- Este tipo de solução é adequada para pequenas áreas de drenagem, tais como lotes individuais ou loteamentos.

De acordo com os critérios acima apresentados, se uma das situações abaixo citadas for encontrada ou se for comum a sua ocorrência no terreno, Urbonas e Stahre (1993) não recomendam a disposição da água proveniente escoamento superficial em estruturas de infiltração:

- Se a profundidade do nível freático estiver a menos de 1,2 m do fundo da trincheira;
- Se a camada impermeável estiver a menos de 1,2 m abaixo do fundo da trincheira;
- Se o solo estiver na classificação C ou D do Soil Conservation Service ou se a taxa de infiltração do solo saturado for inferior a 8 mm/h ou  $2,22 \text{ e}^{-2} \text{ cm/s}$ ;
- Se a superfície de infiltração for um aterro.

Zimmer *et al.* (1998) apresentam um método de dimensionamento de trincheiras de infiltração, utilizando elementos finitos. Métodos mais simples são relacionados por Leeflang *et al.* (1998), que incluem curvas de dimensionamento, ou por Jonasson (1984) e Urbonas e Stahre (1993), que utilizam o “rain-envelope-method”.

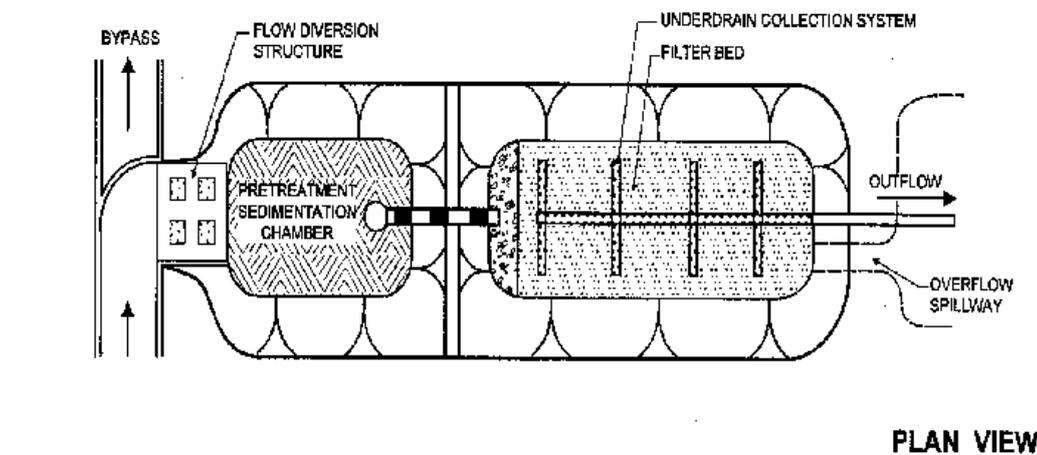
Um método clássico que promove um balanço hídrico simplificado para o dimensionamento de estruturas com armazenamento é o método envelope de chuva, tradicionalmente usado no dimensionamento expedito de bacias de retenção (DAEE/CETESB, 1980). Este método é recomendado para o dimensionamento das estruturas de percolação quando os critérios para a utilização de dispositivos de infiltração são verificados.

### 3.3. FILTROS DE AREIA

Os filtros de areia são dispositivos que filtram através de camada de areia integrada num sistema de drenagem que conduz o escoamento tratado para um centro de detenção ou ao ponto final de descarga.

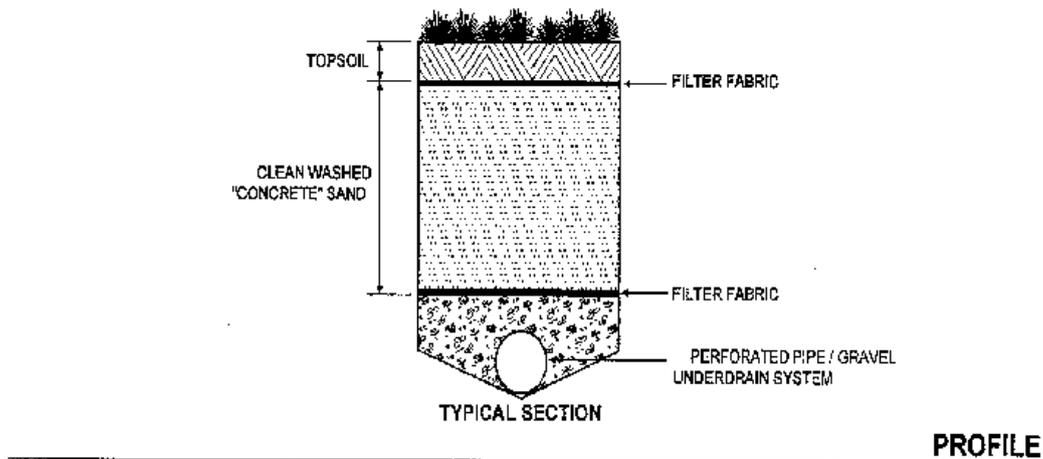
O sistema de filtragem segundo camada de areia é constituído por uma estrutura de entrada, câmara de sedimentação, leito de areia, drenos e membrana de proteção contra a infiltração.

Existem diversas variantes de filtros de areia como sejam vala de filtração de areia, também referida como filtro de areia de entrada e bacia de filtração.



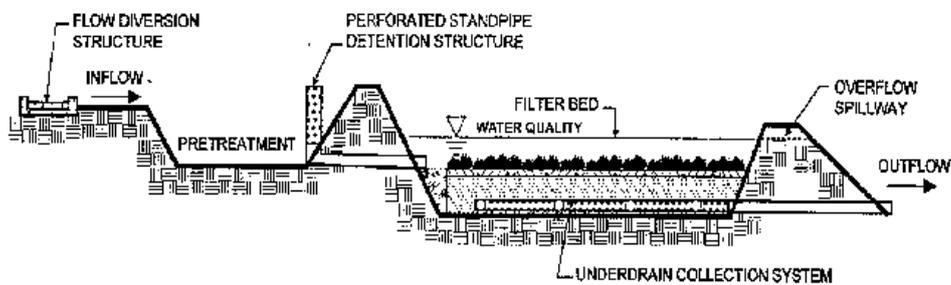
**Figura 6 - Sistema de filtro de areia.**

(Adaptado de Storm Water Center, 2010)



**Figura 7 - Corte sistema de filtro de Areia.**

(Adaptado de Storm Water Center, 2010)



**Figura 8 - Sistema de Filtro de Areia.**

(Adaptado de Storm Water Center, 2010)

Em geral, os sistemas de filtro de areia necessitam de uma área relativamente reduzida e podem ser implantados em áreas desenvolvidas e zonas com declives acentuados. Podem ainda ser usados como apoio a outros sistemas pré-existent. Este sistema de tratamento não é recomendado quando se espera uma carga de sedimentos elevada, a menos que existam sistemas de tratamento a montante (ex. sedimentação), uma vez que os sedimentos finos provocam a obstrução dos filtros de areia ou quando o escoamento é suscetível de conter altas concentrações de poluentes tóxicos (ex. zonas de indústria pesada).

Trincheiras de filtração de areia são normalmente usadas em áreas de escoamento reduzido, nomeadamente ao longo do perímetro de zonas de estacionamento. Este sistema tem conhecido poucos problemas com colmatações das bacias uma vez que a sua utilização tem sido reduzida em zonas de cobertura impermeável, zonas onde se verificam menores concentrações de sólidos suspensos.

A filtração em suporte granular de areia assemelha-se a um processo físico, uma vez que promove fixação e posterior adsorção para remoção de poluentes, sendo bastante eficiente na remoção de sólidos suspensos que incorporam carga moderada de fósforo.

Dependendo da determinação da entidade supervisora, este sistema pode substituir os dispositivos separadores de gorduras, para remoção de óleos e gorduras incorporadas nas escorrências. Para melhorar a eficácia das bacias de filtração de areia e para proteger os sistemas de escoamento de colmatações, estas devem estar localizadas fora do sistema primário de detenção e deve ser precedido por um processo de pré-tratamento.

Devido à possibilidade de entupimento, o sistema de tratamento através de filtro de areia nunca deve ser usado como bacia de sedimentação durante a construção.

Em áreas com elevada exigência de qualidade da água e que a infiltração pode causar contaminação de águas subterrâneas são recomendados os sistemas de trincheira e bacia.

Ao localizar os sistemas de filtração de areia fora do sistema primário de detenção, a eficácia a longo prazo do tratamento está garantida. Os sistemas externos são projetados para capturar e tratar escoamentos com localização específica, sendo normalmente garantido recorrendo ao uso de deflectores, isolamento diverso e açudes. A abordagem típica para a realização do isolamento do volume de água filtrada é construir um canal de drenagem devidamente impermeabilizado de modo a que a altura de água no açude seja igual à altura do lençol de água na bacia de filtração durante o escoamento de projeto. Quando a escorrência excede o previsto em projeto, o volume de água excedente é desviado garantindo que a mistura com o volume já tratado seja mínimo.

## Dimensionamento da filtração

Lei de Darcy

$$Q = (f) (i) (As) \quad \text{Eq.5}$$

Onde:

Q = caudal ao qual o escoamento é filtrado (m<sup>3</sup>/s)

f = taxa de infiltração de areia ou condutividade hidráulica (adimensional)

i = gradiente hidráulico (adimensional)

As = área da superfície do leito de filtração (m<sup>2</sup>)

Devem ser usados valores conservativos de taxa de infiltração da areia. Para sistemas de infiltração, o fator de segurança dos dois deve ser adicionado à taxa de infiltração, determinada a partir da análise textural, sendo identificada a taxa de infiltração de projeto por "fd", onde  $fd=0,5xf$ . Para sistemas de infiltração de areia, para efeito de projeto, o valor fd é de cerca de 0,05 metros por hora. Este parece ser um valor reduzido mas reflete as taxas mais reais alcançadas pelos sistemas de infiltração de areia no tratamento de escorrências urbanas.

O gradiente hidráulico é dado pela equação:

$$i=(L+h)/L \quad \text{Eq.6}$$

Onde h é a altura da coluna de água sobre a parte superior do leito de areia e L é a espessura do leito de areia (geralmente 50 cm). Deve ser usado um valor conservador para a taxa de filtração (f).

Os valores menores de taxa de filtração refletem o efeito dos sólidos em suspensão e sedimentos na permeabilidade da areia.

As bacias de filtração de areia devem ser projetadas para poderem ser esvaziadas em menos de 24 horas.

A estrutura de entrada do filtro de areia deve espalhar uniformemente o fluxo sobre a superfície do meio filtrante. Espalhadores, açudes ou orifício múltiplos são os métodos mais recomendados. Os enrocamentos de dissipação devem ser instalados de forma a evitar a destruição dos canais condutores e de modo a promover uma uniformização do fluxo.

A profundidade recomendada para o leito de areia é de 50 cm, sendo provável a consolidação da areia durante a fase de construção.

Duas configurações de leito de areia podem ser selecionadas:

1. Leito de areia com camada de cascalho

A camada superior deve ter um mínimo de 50 cm de areia e 0,05-0,1 cm de diâmetro. Sob a camada de areia deve possuir uma camada de 1,27-5 cm de diâmetro de cascalho que fornece um mínimo de 5 cm de cobertura aos canais de drenagem laterais. A areia e o cascalho devem ser separados por uma camada de tecido geotêxtil.

2. Leito de areia com trincheira

Esta configuração pode ser usada em zonas planas. A camada superior deve possuir entre 30-50 cm e 1,27-5 cm de diâmetro. Na zona lateral devem ser colocadas trincheiras com uma cobertura de 1,27-5 cm de brita e tela geotêxtil. As trincheiras laterais devem possuir uma cobertura em forma de esteiras de drenagem. O geotêxtil é necessário para impedir a infiltração de elementos filtrantes para a tubagem lateral. A esteira de drenagem necessária para promover uma adequada condutividade hidráulica.

### 3.3.1. Membranas de impermeabilização em filtro de areia

A utilização de membranas para filtros de areia é recomendada quando aplicados sobre áreas de aquíferos de água potável e devem satisfazer os seguintes requisitos (Tomaz, 2009):

- As membranas impermeáveis podem ser de argila, betão ou geomembrana.
- O revestimento de argila deve ter uma espessura mínima de 3 cm.
- No caso de utilização de geomembrana, esta deve possuir uma espessura mínima de 3 mm e ser resistente aos raios UV, assim como estar protegida de todo o tipo de agressão.
- A membrana de proteção em betão pode ser também utilizada em bacias de sedimentação e filtração com área até 100 m<sup>2</sup>. A parede de betão deve ter uma espessura nunca inferior a 15 cm, ser de boa qualidade e ser reforçada com malha de aço. Devem ainda ser adicionadas ao betão fibras de vidro com o objetivo de evitar a fissuração. Em zonas visíveis, deve proceder-se a uma inspeção anual do betão e todas as fissuras encontradas deverão ser prontamente seladas.

Os filtros devem ser inspecionados anualmente e a qualidade da água também deve ser periodicamente monitorizada. Durante o primeiro ano de utilização o sistema deve ser inspecionado após cada tempestade, sendo que durante o período de maior probabilidade de precipitação (1 de Outubro-31 de Março) essas inspeções devem ser realizadas mensalmente.

Ao longo do tempo tem-se verificado que uma camada de sedimentos vai sendo depositada sobre o meio filtrante condicionando a normal infiltração do escoamento. Essa camada pode ser facilmente raspada, restaurando o normal funcionamento do meio filtrante. A deposição de sedimentos finos que penetram mais profundamente no meio filtrante irá reduzir a sua permeabilidade, sendo necessário neste caso uma substituição total ou parcial do filtro de areia. O tempo de vida útil do filtro de areia é de, pelo menos, 5 anos.

### **3.4. BACIAS DE RETENÇÃO (HÚMIDAS E SECAS)**

As bacias de retenção são estruturas de armazenamento de águas pluviais, com o objetivo de regularizar os caudais, possibilitando a restituição a jusante de caudais compactáveis com o limite previamente fixado ou imposto pela capacidade de vazão de um coletor existente ou a construir.

A vantagem fundamental consiste, então, em permitir descarregar caudais muito inferiores aos que entram em regime de ponta, reduzindo os riscos de inundações.

Sob o ponto de vista ambiental interessa desde logo referir o aumento da qualidade da água pluvial, nomeadamente do ponto de vista de redução do teor de sólidos em suspensão e de matéria orgânica, que se pode conseguir através de bacias de retenção estrategicamente localizadas.

Por vezes e nomeadamente como resultado das primeiras precipitações após estiagem, a água pluvial está bastante poluída. Essa poluição resulta, fundamentalmente, da ação erosiva no solo (como transporte, por exemplo, de sólidos em suspensão e nutrientes) e da ação de lavagem dos pavimentos e outras superfícies impermeabilizadas. Uma água pluvial pode conter matéria, sedimentável ou não, com partículas arenosas, matéria orgânica, óleos, gorduras, hidrocarbonetos, corpos flutuantes de maior ou menor dimensão, microrganismos patológicos, etc.

Os sólidos em suspensão contribuem para a turvação da água, enquanto os corpos flutuantes podem causar obstruções e colmatação parcial de determinados equipamentos, como grades ou coletores.

Em todo o caso, tanto os sólidos em suspensão, como os corpos flutuantes contribuem para a ocorrência de efeitos estéticos desagradáveis, cuja relevância se torna mais acentuada no caso das

bacias de nível de água permanente. A degradação da matéria orgânica, em condições aeróbias, produz carência de oxigénio. Quando o défice de oxigénio dissolvido é elevado, a vida de determinadas espécies aquáticas, pode tornar-se insustentável. Em condições extremas, quando o consumo de oxigénio no interior da massa líquida não é compensado pelo rearejamento atmosférico, a concentração desse elemento no líquido pode praticamente anular-se (situação de anaerobiose).

Nestas condições, a atividade de microrganismos redutores pode dar origem a compostos nocivos para a qualidade do ambiente (como gás sulfídrico), nomeadamente no que respeita à libertação de odores indesejáveis.

As bacias de retenção desempenham, em regra, um papel importante para a melhoria da qualidade das águas afluentes.

As transformações que aí ocorrem são de natureza física, química e microbiológica, podendo assumir especial importância as seguintes:

- Sedimentação dos sólidos em suspensão e conseqüente redução do grau de turvação da água.
- Variação da concentração de oxigénio dissolvido na massa líquida, devido aos efeitos conjugados de transferência de oxigénio da atmosfera, atividade fotossintética das espécies vegetais e consumo verificado no processo de oxidação, em condições aeróbias, da matéria orgânica existente.
- Variação da concentração de nutrientes: com a água em repouso e sem alimentação constante verifica-se, em regra, uma redução da concentração de nutrientes, especialmente se se retirarem, com frequência, as plantas que aí proliferem.
- Redução de microrganismos, nomeadamente bactérias patogénicas: o armazenamento de água ao ar livre contribui, em regra, para a redução de microrganismos, devido à conjugação de um conjunto de circunstâncias (como a temperatura, a radiação solar, a competição biológica e a sedimentação) desfavoráveis ao seu crescimento e multiplicação.

A finalidade de uma bacia de retenção é, predominantemente, quantitativa ou hidráulica, isto é, destina-se a regularizar os caudais, através de um armazenamento temporário, reduzindo os caudais de ponta para jusante, que terão que ser compatibilizados com o meio recetor.

Mas, este efeito de armazenamento atribui, também, à bacia uma função qualitativa, ao permitir melhorar a qualidade da água retida, principalmente, por efeito da decantação dos materiais sólidos suspensos.

A integração das bacias de retenção nos sistemas de drenagem, quando bem concebida, constitui, assim, uma mais valia para o meio urbano, contribuindo com os seguintes benefícios e utilidades:

- melhoria do comportamento do sistema de drenagem, através da capacidade de armazenamento e consequente diminuição dos riscos de inundação;
- criação de reservas de água para fazer face a necessidades agrícolas, ocorrência de incêndios e atividades industriais e municipais, como a limpeza de arruamentos e parques;
- custos de investimento, em regra, inferiores à ampliação da rede existente;
- construção mais rápida e simples;
- regularização dos caudais de ponta;
- diminuição da poluição das águas pluviais através de diversos processos físicos, químicos e microbiológicos que permanentemente ocorrem na bacia e consequente melhoramento da qualidade da água;
- evita obras incómodas e dispendiosas de aumento da capacidade dos coletores de águas pluviais;
- recarga dos aquíferos por infiltração, quando a qualidade das águas pluviais não conduz a riscos para a qualidade da água subterrânea.
- criação de pólos de interesse recreativo e turístico, nomeadamente zonas para a prática de pesca e outros desportos náuticos;
- embelezamento estético da paisagem através do efeito de espelho de água (no caso de bacias com nível de água permanente);

Quanto ao seu comportamento hidráulico, as bacias a céu aberto podem ser:

- bacias secas
- bacias com nível de água permanente

As bacias secas são concebidas para estarem geralmente sem água, acumulando-a apenas em períodos específicos (duração máxima da ordem de alguns dias), correspondentes à ocorrência de precipitações mais ou menos significativas.



**Figura 9 - Exemplo de uma bacia seca.**

(Adaptado de Bichança, 2006)

Para a implantação de uma bacia seca é condicionante o nível máximo atingido pela toalha freática em períodos de chuva, a qual se deve encontrar abaixo da cota de fundo da bacia. Se o nível atingir esta cota corre-se o risco de criação de zonas pantanosas com os inconvenientes resultantes da proliferação de insetos.



**Figura 10 - Perfil transversal de uma bacia seca.**

(Adaptado de Bichança, 2006)

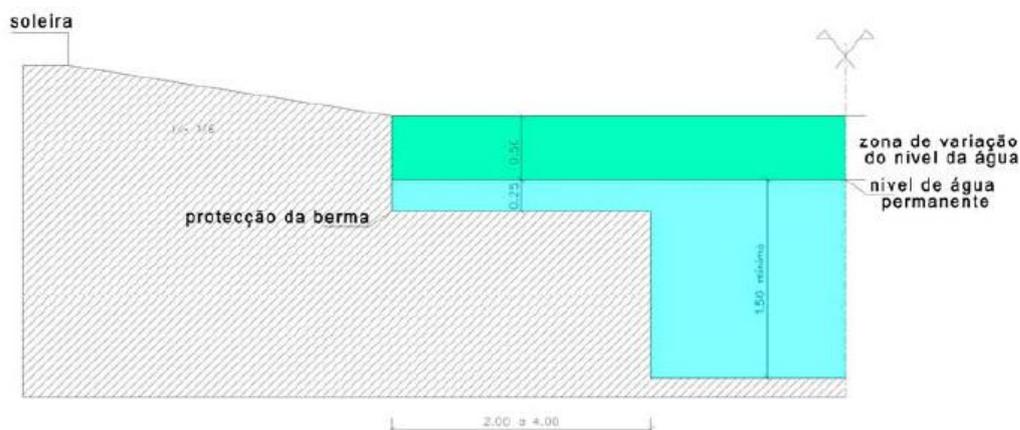
As bacias com nível de água permanente são concebidas para terem água permanentemente, mesmo durante os períodos de ausência de precipitação. Neste caso é o nível freático atingido em tempo seco que é condicionante, sendo conveniente que este se situe a uma cota superior ao da cota de fundo da bacia, assegurando-se assim uma alimentação permanente. É essencial um estudo cuidadoso do balanço entre as afluições (escoamento pluvial afluyente, alimentação da toalha freática) e efluências do

escoamento (evaporação, infiltração, escoamento para jusante) por forma a garantir-se de facto a existência de um nível de água permanente e satisfatório sob o ponto de vista quantitativo e qualitativo.



**Figura 11 - Exemplo de uma bacia húmida**

Alternativamente, poderá ter-se necessidade de dispor de uma bacia de fundo impermeável, natural ou artificialmente.



**Figura 12 - Perfil transversal de uma bacia com nível de água permanente.**

**(Adaptado de Bichanço, 2006)**

A escolha do tipo de bacia de retenção, entre “seca” e de “nível de água permanente” depende de vários fatores, nomeadamente, o tipo de integração paisagístico que se pretende obter, o volume de armazenamento necessário, acessibilidades, custos, etc., mas existem condicionantes fundamentais, essencialmente referentes às características geológicas e hidrogeológicas do solo onde se pretende a sua instalação e das variações do nível freático local.

Um caso particular de bacias secas, são as designadas bacias de infiltração, cujo escoamento ocorre, como o próprio nome indica, por infiltração, através do fundo, das bermas ou dos taludes laterais da bacia.

A implantação deste tipo específico de bacias é aconselhável em situações onde não exista meio recetor ou a sua capacidade for bastante reduzida e quando os solos apresentem grande permeabilidade.

Na presença de meios aquíferos com potencialidades de exploração ou em zonas de captação de água para consumo humano, cuja qualidade deve ser preservada, é desaconselhável o uso deste tipo de bacias, de forma a evitar a contaminação da mesma.

Pelo contrário, no caso de se pretender a existência permanente de água, o nível freático em tempo seco deve situar-se a uma cota superior ao fundo da bacia, tendo, no entanto, em consideração o balanço entre as influências (escoamento superficial afluente, alimentação da toalha freática, fontes, etc.) e efluências do escoamento (evaporação, infiltração, escoamento para jusante), por forma a garantir-se de facto a existência de um nível de água permanente e satisfatório sob o ponto de vista quantitativo e qualitativo.

Alternativamente, poderá ser necessário dispor de uma bacia com fundo impermeável, natural ou artificialmente.

As bacias com presença de água permanente são, devido à sua natureza atrativa, melhor recebidas pelo público, comparativamente com as bacias secas. Estas são consideradas buracos no solo, como zonas mortas e inanimadas.

### **Bacias secas**

a) inclinação do fundo -  $\geq 5\%$  ( para evitar zonas pantanosas );

b) inclinação das bermas -  $\leq 1/6$  em bacias acessíveis ao público -  $\leq 1/2$  em bacias não acessíveis ao público.

### **Bacia com nível de água permanente**

a) altura permanente de água em tempo seco – 1,5 metros (para evitar o desenvolvimento de plantas aquáticas e garantir a vida piscícola, que é importante para a estabilidade do equilíbrio ecológico no ecossistema formado pela bacia).

No caso da bacia se situar numa zona acessível ao público, será, ainda, necessário assegurar:

b) uma variação do nível de água, com limite de 0,5 metros, para a precipitação do período de retorno escolhido;

c) o tratamento convenientemente das bermas:

- talude relvado de pequena inclinação no corpo da bacia;
- paramento vertical de 0,75m ao longo do qual se manifestam as flutuações do nível da água e que é, usualmente, construído em material rígido (betão) ou semi-flexível (gabiões), envolvendo a periferia da bacia;
- passadeira horizontal de 2 a 4m de largura, no topo do paramento vertical, concebida, fundamentalmente, por razões de segurança e proteção.

#### **3.4.1.Fases do projeto**

A necessidade de garantir as condicionantes descritas implica que o projeto de bacias de retenção seja elaborado de acordo com as seguintes etapas sequenciais.

1ª - Estudos e recolha de dados

- Estudo hidrológico, hidráulico e hidrogeológico;

O estudo hidrológico/hidráulico tem como finalidade principal o conhecimento dos caudais afluentes e caudais de estiagem do meio recetor, situação e flutuação do lençol freático, e do funcionamento global do sistema de drenagem.

- Caracterização do meio recetor e rede de drenagem;

A caracterização do meio recetor – objetivos de qualidade, caudais de estiagem, indicadores do estado físico, biológico e ecológico – permitirá identificar os débitos de chegada de água tolerados e os níveis admissíveis de qualidade das descargas de águas pluviais.

- Conhecimento da rede de drenagem.

O conhecimento da localização e capacidade dos coletores existentes permitirá definir qual o papel da bacia de retenção nessa rede de drenagem - se em série ou paralelo, e também, a sua posição relativamente à zona de risco – se a montante ou a jusante.

#### 2ª - Identificação preliminar dos locais potenciais de implantação

A identificação preliminar de locais potenciais de implantação das bacias de retenção pressupõe a conjugação dos aspetos técnicos definidos nas etapas anteriores com outros, não menos importantes, de natureza ambiental, integração paisagística e exequibilidade socioeconómica.

A análise de viabilidade de execução e de precisão do tipo de bacia a implantar nos locais definidos preliminarmente deve ser complementada com dados mais detalhados, nomeadamente: topográficos, geológicos e geotécnicos, pedológicos e outros de natureza sociológica e patrimonial.

#### 3ª - Dimensionamento hidráulico

Depois de feita a opção relativamente ao tipo de bacia, em função dos objetivos e análise de dados, poderá iniciar-se a 1ª fase do dimensionamento hidráulico, que consiste em estimar o volume necessário da retenção, associado à precipitação de determinado período de retorno, por forma a restituir a jusante um caudal que não ultrapasse um valor pré-definido.

#### 4ª - Dimensionamento da secção e forma da bacia

O conhecimento do volume necessário à retenção permitirá definir a secção e forma da bacia de acordo com o espaço disponível e demais condicionantes pré-estabelecidos.

### **3.4.2.O papel das bacias de retenção na despoluição das águas pluviais**

Inicialmente as bacias de retenção eram usadas apenas para controlar o escoamento e a quantidade de água afluyente. Atualmente, contribuem, também, para a despoluição das águas pluviais.

As bacias de retenção melhoram, significativamente, a qualidade das águas pluviais, através de transformações de natureza física, química e microbiológica que ocorrem no seu interior.

A sedimentação dos sólidos em suspensão, e a conseqüente diminuição da turbidez da água constitui o principal efeito de ordem física.

Este efeito pode, contudo, ser afetado se as características da água favorecerem o crescimento intenso de algas. O aumento do teor em oxigénio dissolvido é conseguido à custa da difusão do oxigénio da atmosfera e, principalmente, pela atividade fotossintética das espécies vegetais. Ao fim de algum tempo de armazenamento, a atividade bacteriana de biodegradação diminui, significativamente, a carência bioquímica de oxigénio. Também neste caso as algas, através da sua decomposição, podem contrariar este benefício.

O armazenamento da água contribui para a diminuição do número de coliformes, através da sedimentação e de uma série de condições nomeadamente, a temperatura da água, alterações químicas, a competição biológica, o consumo de bactérias por certos organismos como protozoários microscópicos e a ação microbicida da luz solar nas camadas superiores de retenção.

### **3.4.3. Dinâmica dos poluentes na bacia de retenção**

O assentamento e deposição dos sólidos suspensos ocorrem devido á diminuição de velocidade da entrada da água provocada pela resistência hidráulica da vegetação e do solo existentes na bacia de retenção. Dependem, contudo, de diversos fatores, nomeadamente pelo tamanho dos sedimentos, regime hidrológico, velocidade de escoamento, tempo de retenção e frequência da precipitação.

Os nutrientes são removidos, libertados e transformados nas bacias de retenção através de vários mecanismos (Nichols, 1983; Nixon e Lee, 1985; Mitsch e Gosselink, 1986). No caso particular do fósforo, a remoção verifica-se por sedimentação.

De acordo com Richardson *et al*, 1978, significativas quantidades de fósforo dissolvido podem ser removidas pela vegetação na estação de crescimento, no entanto, também podem ser libertadas na época de decadência das plantas.

Atendendo a Lee *et al*, 1975, o fósforo dissolvido pode participar nos fenómenos de precipitação, adsorção e outras complexas reações.

Os metais pesados constituintes do escoamento superficial urbano ocorrem de forma solúvel e outras formas particulares.

Nas bacias de retenção, a precipitação, troca de iões e remoção através das plantas constitui o principal mecanismo de eliminação destes metais solúveis, como é o caso do zinco.

Outros metais, como o chumbo, tende a ser adsorvido aos sedimentos e outras partículas sendo, deste modo, transportados juntamente com os sólidos. Quando a velocidade da água baixa acumulam-se nos

sedimentos no fundo da bacia de retenção, podendo tornarem-se tóxicos para os peixes e outras vidas aquáticas no caso de fazerem parte da cadeia alimentar.

Os coliformes fecais são um indicador da presença de organismos patogénicos na água. Segundo Bott, 1973, estes poluentes tendem a associar-se aos sedimentos e outras partículas. Deste modo, a concentração dos coliformes fecais na bacia de retenção pode ser reduzida através do assentamento físico das partículas, tal como nos sólidos.

Podem também ser eliminados quando submetidos a baixas temperaturas ou através das plantas.

#### **3.4.4. Manutenção das bacias de retenção**

Para que as bacias de retenção cumpram, eficazmente, as funções a que se destinam, nomeadamente a constituição de espaços de lazer e recreio e melhoramento da qualidade das águas pluviais, será imprescindível garantir a respetiva manutenção, que consistirá, basicamente, na realização das seguintes tarefas:

- Verificação e controle da afluência à bacia, de águas não pluviais ( águas residuais domésticas ou industriais );
- Recolha frequente dos corpos sólidos flutuantes;
- Limpeza dos dispositivos do tipo desarenadores ou grelhas existentes a montante de acesso à bacia;
- Proteção, tratamento e limpeza das bermas e taludes;
- Controlo da qualidade das águas pluviais, no que se refere à turbidez e presença de óleos ou hidrocarbonetos e eventual realização de campanhas de medição periódicas de determinados elementos (sólidos em suspensão, oxigénio dissolvido, pH, carência bioquímica de oxigénio, etc.);
- Verificação das condições de estabilidade e de estanquidade das bermas;
- Limpeza do canal de fundo.

O grau de tratamento e a frequência da sua realização dependem do nível de utilização da bacia, das características das águas que a alimentam e das disponibilidades técnicas e económicas.

#### **3.4.5. Processo de monitorização**

##### **Objetivo da monitorização**

A intensidade de precipitação varia frequentemente e de forma irregular. Estas variações afetam a quantidade de escoamento superficial, a proporção de poluentes largados e transportados, a deposição

e suspensão de sedimentos e outros fenómenos que conjuntamente determinam a concentração e forma dos poluentes observados num dado local e num determinado momento. Também contribuem para esta variação, as diferenças verificadas no intervalo de tempo entre precipitações, a natureza imprevisível e de transição de certas fontes ou mecanismos de poluição, como por exemplo, a atividade de construção, escoamento de terrenos agrícolas e lavagem de veículos. Como resultado a concentração de poluentes e outras características do escoamento pluvial superficial proveniente de áreas urbanas e industriais têm um potencial significado como fonte de poluição.

Atendendo ao carácter variável das características da água pluvial e ao efeito de despoluição que se pretende alcançar com a implantação das bacias de retenção, é conveniente que a jusante desta estrutura se proceda à monitorização do seu funcionamento.

A monitorização tem como objetivo a verificação e análise dos parâmetros obtidos e estudo da eficiência da bacia de retenção no melhoramento da qualidade da água.

Estes estudos são conduzidos para ajudar a responder às seguintes questões:

- Qual o grau do controle de poluição e de eficiência da qualidade que a bacia de retenção providencia em condições normais?
- Qual é a eficiência de remoção de cada poluente e como é que a intensidade da precipitação afeta esta eficiência?
- Como evolui a eficiência ao longo do período de exploração?

### **Desenvolvimento do programa de monitorização da qualidade da água pluvial**

O principal desafio que se coloca na implantação de um programa de monitorização é a grande variação temporal e espacial do escoamento das águas pluviais e da concentração de poluentes.

A qualidade das águas pluviais num dado local varia consideravelmente, quer entre precipitações quer durante uma determinada precipitação e um pequeno número de amostras não são suficientes para providenciar uma correta indicação da qualidade das águas pluviais num dado sítio ou do efeito da bacia de retenção. Portanto, geralmente, é necessário um conjunto de amostras para caracterizar corretamente a qualidade da água pluvial num determinado local e a eficiência da bacia de retenção.

Obter um número elevado de amostras para responder com elevado nível de confiança a muitas das questões comuns em relação à eficiência das bacias de retenção é em geral, caro e requer muito tempo.

Antes de iniciar o programa de monitorização é fundamental identificar os objetivos e definir prioridades tendo em conta os recursos disponíveis.

Um programa de monitorização mal definido pode originar conclusões e decisões erradas, resultando numa má administração e perda de recursos (tempo com pessoal, credibilidade, etc.).

O desenvolvimento e implantação do programa de monitorização, para avaliação da eficiência da estrutura de retenção, envolve uma série de procedimentos que se podem agrupar em quatro fases:

1ª Fase - Determinar os objetivos do programa de monitorização;

2ª Fase - Desenvolvimento do plano de motorização relativamente aos objetivos definidos;

3ª Fase - Implementação do plano de motorização;

4ª Fase - Avaliar e registar os resultados da monitorização;

Cada uma destas fases engloba diversas atividades mais ou menos complexas, mas cujo conteúdo não se considera relevante no âmbito do presente trabalho. Referir-se-ão, apenas os aspetos relacionados com a análise dos poluentes, por se julgarem essenciais para melhor perceção do funcionamento das bacias de retenção na despoluição da água pluvial.

### **Consideração dos parâmetros de medição**

Deve ser feita a análise e controlo periódico dos constituintes do escoamento superficial urbano, que dependendo da sua concentração, podem contribuir para a deterioração da qualidade da água e prejudicar as formas de vida que, direta ou indiretamente, dependem do seu uso.

O “Nationwide Urban Runoff Program ( NURP)”, nos Estados Unidos da América, adotou os seguintes constituintes como poluentes tipo ( EPA 1983 ):

- SSC: Concentração de sólidos suspensos;
- BOC: Carência bioquímica de oxigénio;
- COC: Carência química de oxigénio;
- CU: Cobre;
- Ph: Chumbo;
- Zn: Zinco;
- TP: Fósforo Total;
- SP: Fósforo solúvel;
- TKN: Azoto “Kjeldahl” Total;
- NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub> : Nitrato e Nitrito.

**Dimensionamento Hidráulico****MÉTODO “HOLANDÊS”**

Este método é baseado na análise estatística dos volumes. Considera todos os acontecimentos possíveis.

Para um período de retorno  $T$ , a intensidade de precipitação de duração  $t_r$ , é do tipo: Eq.7

$$I = a(T) \times t_r^{b(T)}$$

ou

$$I = \frac{a(T)}{t_r + b(T)} \quad \text{Eq.8}$$

A intensidade de precipitação depende portanto do período de retorno, da duração da precipitação e do local (portanto do histórico pluviométrico de cada região).

$$I = f(T, t_r) \quad \text{Eq.9}$$

A altura de água precipitada no instante  $t$ , é portanto:

$$h(t) = f(T, t_r) \times t \quad \text{Eq.10}$$

Sendo  $C$  o coeficiente de escoamento e  $A$  a área da bacia hidrográfica, o volume de água afluente no instante  $t$ , é:

$$V(t) = f(T, t_r) \times C \times A \times t \quad \text{Eq.11}$$

Se o caudal efluente é constante e igual a  $q$ , o volume acumulado no instante  $t$ , é:

$$V_a(t) = [f(T, t_r) \times C \times A - q] \times t \quad \text{Eq.12}$$

Se  $f(T, t_r) \times C \times A$ , é superior a  $q$ , o volume será máximo aproximadamente no final da chuvada igual a:

$$V_a(t_r) = [f(T, t_r) \times C \times A - q] \times t_r \quad \text{Eq.13}$$

Este volume será máximo para uma chuvada de duração que anule a derivada de  $V_a(t_r)$ :

$$\frac{dV_a(t_r)}{dt_r} = 0 \quad \text{Eq.14}$$

$$\frac{df(T, t_r)}{dt_r} \times C \times A \times t_r + f(T, t_r) \times C \times A - q = 0 \quad \text{Eq.15}$$

Substituindo na respetiva expressão, vem:

$$\frac{dI}{dt_r} \times C \times A \times t_r + I \times C \times A - q = 0 \quad \text{Eq.16}$$

Sendo:

I - intensidade de precipitação;

$t_r$  - duração da precipitação útil;

C - coeficiente de escoamento;

A - área da bacia de drenagem;

q - caudal efluente;

$V_a$  - volume de armazenamento da bacia de retenção;

$h(t)$  - altura de água precipitada no instante t;

$V(t)$  - volume de água afluente no instante t;

$V_a(t)$  - volume acumulado no instante t.

### 3.4.6. Breve Enquadramento Legal

O Decreto de lei N° 23/95 de 23 de Agosto aprova o Regulamento Geral dos Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Água e de Drenagem de Águas Residuais.

A Secção II, do Capítulo VI, do Título IV, deste Decreto-lei, diz especificamente respeito a Bacias e Retenção.

A estrutura desta secção é a seguinte:

Artigo 176.º - Finalidade

Artigo 177.º - Tipos

Artigo 178.º - Elementos constituintes

Artigo 179.º - Dimensionamento hidráulico

Artigo 180.º - Aspetos construtivos

Como se pode comprovar da demonstração anterior e segundo Matias (2006), a fórmula apresentada no ponto 5 do art.º. 179.º não está correta para as unidades apresentadas.

$$V_a = 10 \times \left[ -\frac{b \times q_s}{1+b} \right] \times \left[ \frac{60 \times q_s}{a \times (b+1)} \right]^{1/b} \times C \times A$$

Em falta no D.R. n.º 23/95 de 23 de Agosto

Eq.17

Com:

$$q_s = \frac{6 \times q}{C \times A}$$

Eq.18

Onde:

$V_a$  - Volume de armazenamento ( $m^3$ );

$q_s$  - Caudal específico efluente ou caudal por unidade de área ativa da bacia de drenagem (mm/min);

$C$  - Coeficiente de escoamento;

$a, b$  - Parâmetros de curva I-D-F (Anexo IX do D.R. n.º 23/95, 23 Agosto);

$q$  - Caudal máximo efluente ( $m^3/s$ );

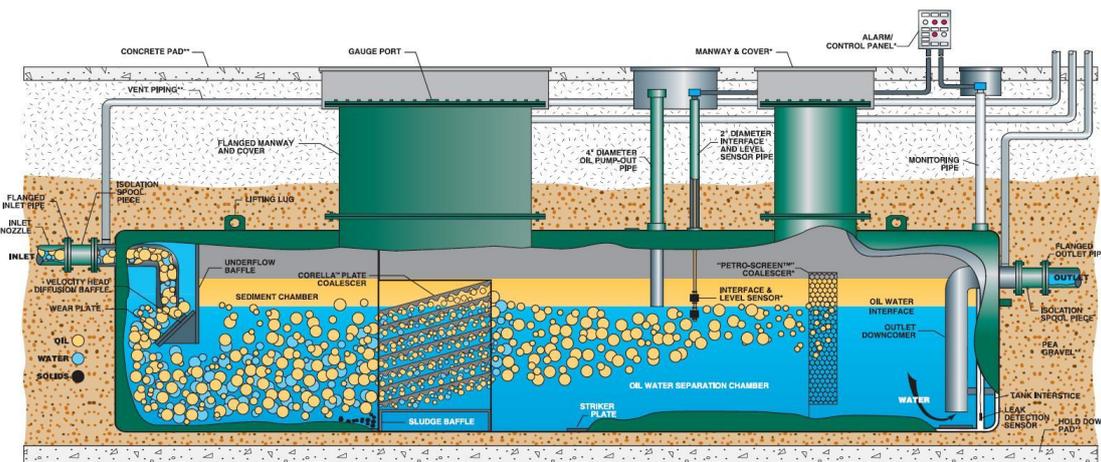
$A$  - Área da bacia de drenagem (ha).

### 3.5. CAIXA DE RETENÇÃO DE ÓLEOS E SEDIMENTOS (OIL/GRIT SEPARATORS)

As caixas separadoras de óleos e gorduras têm como objetivo a remoção de óleo, gasolina, compostos de petróleo leves e graxas, bem como, na maioria dos casos, a remoção de sedimentos e sólidos suspensos.

Os locais alvo para a utilização de óleo/água são as zonas que possuem um alto potencial de contaminação urbana, como postos de abastecimento, oficinas de reparação automóvel, parques de estacionamento, restaurantes, pastelarias, cafés, supermercados, centros comerciais, aeroportos e estradas, constituem fontes potenciais de contaminação por hidrocarbonetos.

Estudos realizados em postos de abastecimento revelaram a existência de 37 compostos tóxicos nos sedimentos das caixas separadoras e 19 na coluna de água da caixa separadora. Muitos destes compostos são Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (PAHs - Polycyclic aromatic hydrocarbons) que são perigosos para o ser humano e organismos aquáticos (Auckland,1996).



**Figura 13 - Exemplo de um sistema separador de óleo e gorduras.**

(Adaptado de Gandras Energoefektas, 2009)

Segundo Plínio Tomaz (2005), os óleos podem apresentar-se da seguinte forma:

- Óleo livre: que está presente nas águas pluviais em glóbulos maiores que 20 $\mu$ m. Estes são separados devido à sua baixa gravidade específica;
- Óleos emulsionados mecanicamente: estão dispersos na água de forma estável. O óleo é misturado com a água através de uma emulsão mecânica como um bombeamento, a existência de uma válvula globo ou uma outra restrição do escoamento. Em geral os glóbulos são da ordem de 5 $\mu$ m a 20 $\mu$ m;

- Óleo emulsionado quimicamente: as emulsões deste tipo são geralmente feitas intencionalmente e formam detergentes, fluídos alcalinos e outros reagentes. Usualmente possuem glóbulos menores que  $5\mu\text{m}$ ;
- Óleo dissolvido: é o óleo solubilizado num líquido que é um solvente e pode ser detetado usando análises químicas, por exemplo. O separador de óleo/água não remove óleo dissolvido;
- Óleo aderente a sólidos: é aquele óleo que adere à superfície de partículas. O objetivo é remover somente o chamado óleo livre, uma vez que o óleo contido nas emulsões, estando ou não dissolvidos necessitam de tratamento adicional.;

As águas pluviais em geral contém glóbulos de óleo que variam de  $25\mu\text{m}$  a  $60\mu\text{m}$  e com concentrações de óleo e graxas em torno de  $4\text{ mg/l}$  a  $50\text{mg/l}$  (Arizona, 1996).

A emulsão requer tratamento especial, nomeadamente a acidificação, a adição de sulfato de alumínio (com a desvantagem de produzir grande quantidade de Iodo) e a introdução de polímeros conforme Eckenfelder, 1989.

Os líquidos imiscíveis ou não solúveis entre eles (óleo e água) formam uma emulsão ou suspensão coloidal com glóbulos menores que  $1\mu\text{m}$ .

Uma mistura de duas ou mais substâncias formam um só líquido estável (solução), sendo que a forma de os separar por gravidade é através da utilização da Lei de Stokes.

O separador de óleo remove hidrocarbonetos de densidade gravimétricas entre 0,68 a 0,95.

### **Tipos básicos de separadores por gravidade óleo/água**

Existem basicamente três tipos de separador água/óleo por gravidade:

- Separador tipo API (American Petroleum Institute) para glóbulos maiores que  $150\mu\text{m}$ ;
- Separador Coalescente de placas paralelas para glóbulos maiores que  $60\mu\text{m}$ ;
- Separador tipo poço de visita elaborado por fabricantes;

O separador tipo API possui três câmaras, sendo a primeira para sedimentação, a segunda para o depósito do óleo e a terceira para descarga, sendo geralmente enterradas e construídas em fibra de vidro, aço, betão ou polipropileno.

A remoção da lama e do óleo pode ser efetuada periodicamente através de equipamentos especiais. O óleo é retirado através de equipamentos manuais ou mecânicos denominados skimmer quando a camada de óleo atinge cerca de 5cm.

O separador coalescente necessita de menor área, apesar de ser bastante usado apresenta, no entanto, a desvantagem de possuir custo elevado e possibilidade acrescida de entupimento. Estes dispositivos possuem placas paralelas corrugadas, inclinadas de 45° a 60° e separadas entre si entre 2 a 4 cm.

O separador elaborado por fabricante possui tecnologias variadas. Estes equipamentos são do tipo:

Stormceptor; Vortech, CDS, HIL, e outros.

### 3.5.1. Critério de seleção e limitações

- É usada a montante do tratamento, juntamente com outro sistemas de tratamento de escorrências;
- A caixa separadora de óleo e sólido não funciona para solventes, detergentes ou poluentes dissolvidos;
- Temperatura usual= 20 ° C;
- Viscosidade dinâmica= $\mu = 0,01$  poise;
- Gravidade específica da água= 0,9975 a 0,998;
- Gravidade específica do óleo= 0,92;
- Diâmetro do glóbulo de óleo: 150 $\mu\text{m}$  ou em casos especiais 60 $\mu\text{m}$ ;
- Deve ser efetuado sempre off-line;
- Para as duas primeiras câmaras: taxa de 28m<sup>3</sup>/ha de área impermeável (regra prática);
- Para a primeira câmara: Taxa de 20m<sup>2</sup>/ha de área impermeável (regra prática);
- Pode ser usada em ocasiões especiais perto de estradas com tráfego intenso;
- A primeira câmara é destinada a reter os resíduos sólidos; a segunda destinada a separação do óleo da água e a terceira câmara serve como equalizador para a descarga do efluente;
- É instalada subterraneamente não havendo problemas do seu funcionamento;
- Pode remover de 60% a 70% do total de sedimentos sólidos (SST);
- O regime de escoamento dentro da caixa de retenção de óleo deve ter número de Reynolds menor que 500 para que o regime seja laminar;
- Remove 50% do óleo incorporado nas águas pluviais durante o runoff;
- É aplicável a áreas < 0,4ha;
- De modo geral o tempo de residência é menor que 30min;
- Não remove óleos dissolvidos nem emulsões com glóbulos de óleo muito pequenos;

- A área máxima deve ser de 0,4ha (4.000m<sup>2</sup>). Caso a área seja maior deve ser subdividida;
- O FHWA admite que o limite de 0,4ha pode ir até 0,61ha ;
- As normas API (American Petroleum Institute) 1990, publicação nº 421, referente a Projeto e operação de separadores de óleo/água recomenda que o diâmetro dos glóbulos de óleo a ser removidos deve ser maior que 150µm;
- O tamanho usual dos glóbulos de óleo varia de 75µm a 300µm;
- A gravidade específica do óleo varia de 0,68 a 0,95;

### **3.5.2.Manutenção**

- Baixo custo de construção;
- O óleo e os sólidos devem ser removidos frequentemente;
- Inspeção semanal;
- Nas duas primeiras câmaras irão depositar-se ao longo do tempo cerca de 5cm de sedimentos, devendo ser feita limpeza no mínimo 4 vezes por ano;
- O material da caixa de óleo deve ser bem vedado para evitar contaminação das águas subterrâneas;
- Potencial perigo de descarga de nutrientes e metais pesados dos sedimentos se a limpeza não for feita constantemente;
- Inspeção após chuva  $\geq 13\text{mm}$  em 24h;
- Deverá ser feito frequentemente monitorização por inspeção visual;
- Fácil acesso para manutenção;

## CAPÍTULO 4

### SELECÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO



#### **4. SELECCÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO**

Com o objetivo de selecionar o processo de tratamento mais adequado ao tipo de poluente que se pretende remover devem seguir-se a seguintes premissas:

- a) Adequação do tratamento;
- b) Fatores físicos;
- c) Comunidade e fatores ambientais.

Para que o tratamento seja adequado, deve conhecer-se a taxa, o volume e os requisitos de qualidade da água, de forma a que, seguindo esses critérios se possa definir o processo ou um conjunto de processos de tratamento que permitam atingir os objetivos inicialmente propostos.

Deve ainda ser determinado se as características do solo, o lençol freático, a área de drenagem, a inclinação podem limitar a escolha de determinado processo de tratamento, nomeadamente garantir a capacidade de atingir o fim proposto em escoamento de ponta.

Por fim devem ser tidos em conta aspetos relacionados com a manutenção, a aceitação por parte da comunidade, custo de execução da obra e alteração do habitat natural pré-existente.

#### **4.1. HIDROLOGIA DE ESCOAMENTO**

##### **4.1.1.Redução de Caudal de Pico**

Este fator refere-se à eficácia que cada processo de tratamento possui para controlar e reduzir o caudal de pico escoado. À semelhança do item anterior, a menor capacidade na redução de volume não deve conduzir à sua eliminação mas antes à conjugação com um outro processo.

##### **4.1.2.Qualidade da Água**

Os diferentes processos afetam a qualidade da água, nomeadamente TSS - Total de Sólidos Suspensos, P e N - Percentagem de Fósforo e Nitrogénio, Metais e Coliformes Fecais. São indicados os benefícios que cada processo de tratamento proporciona em cada um dos itens anteriores. Quando se indica "Primário" indica-se que o processo de tratamento proporciona um benefício principal. Quando se indica "Secundário" indica-se que o processo de tratamento proporciona algum benefício mas não um benefício principal. Quando se indica "Ligeiro" indica-se que o processo de tratamento conduz a um pequeno benefício no controlo destes constituintes.

A tabela seguinte resume a forma como os processos de tratamento influenciam o hidrograma afluente e os indicadores de qualidade da água.

BMP	HIDROLOGIA DE ESCOAMENTO		BENEFÍCIOS NA QUALIDADE DA ÁGUA			
	ESCOAMENTO (Controlo)	REDUÇÃO DE VOLUME	TSS	P & N	METAIS PESADOS	COLIFORMES FECAIS
<u>Bacias Húmidas</u>	ALTO	BAIXO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO	SECUNDÁRIO	SECUNDÁRIO
<u>Bacias secas</u>	ALTO	BAIXO	SECUNDÁRIO	LIGEIRO	LIGEIRO	LIGEIRO
<u>Filtros de Areia</u>	BAIXO	BAIXO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO
<u>Pavimento Permeável</u>	BAIXO	BAIXO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO
<u>Trincheiras de Infiltração</u>	MÉDIO	ALTO	PRIMÁRIO	PRIMÁRIO	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO
<u>Caixa de Retenção Óleos/Sedimentos</u>	BAIXO	BAIXO	SECUNDÁRIO	LIGEIRO	LIGEIRO	LIGEIRO

**Tabela 2 - Processos de tratamento mais adequados para minimizar os efeitos das escorrências urbanas.**

**(Adaptado de EPA, 2002)**

## **4.2. FATORES FÍSICOS**

### **4.2.1.Solo**

As características dos solos devem ser conhecidas através de ensaios geotécnicos, realizados com o objetivo de conhecer a capacidade de infiltração e conseqüentemente a sua permeabilidade.

### **4.2.2.Profundidade da Coluna de Água**

Este fator traduz a profundidade máxima e mínima aconselhável para a coluna de água de cada processo de tratamento e se a mesma se adequa às necessidades do local onde se encontra implantada.

### **4.2.3.Área de Drenagem**

Este parâmetro indica se o processo de tratamento selecionado é ou não sustentável para zonas de dimensão limitada. As restrições indicadas para o caso de bacias não devem ser considerados inflexíveis e devem ser aumentados ou reduzidos consoante o volume de água.

### **4.2.4.Área de Implantação**

Espaço ou área necessária para proceder à implementação de determinado processo de tratamento. A expressão "Baixo" indica que esse processo de tratamento necessita de uma área de implantação relativamente pequena, enquanto a expressão "Alto" indica uma necessidade elevada em termos de área de implantação. Este fator reveste-se de capital importância uma vez que alguns processos de tratamento são fortemente condicionados pela área que ocupam.

### **4.2.5.Capacidade para Suportar uma Escorrência Proveniente de uma Fonte Poluidora Crítica**

Capacidade que determinado processo de tratamento possui para tratar as escorrências provenientes de fontes poluidoras críticas. Fontes poluidoras críticas são aquelas que produzem escorrências excepcionalmente contaminadas, nomeadamente oficinas de automóveis e zonas industriais.

A tabela seguinte resume os aspetos relacionados com a influência que fatores físicos exercem na qualidade da água.

BMP	SOLO	PROFUNDIDADE COLUNA ÁGUA	ÁREA IMPLANTAÇÃO	CAPACIDADE DE SUPORTE DE ESCORRÊNCIA ANORMAL
<u>Bacias Húmidas</u>	NECESSÁRIO LINER	1 METRO	ALTO	VARIÁVEL (DEPENDE DA CONCENTRAÇÃO DE CONTAMINANTES)
<u>Bacias secas</u>	NECESSÁRIO ENSAIOS	1 METRO	ALTO	VARIÁVEL (DEPENDE DA CONCENTRAÇÃO DE CONTAMINANTES)
<u>Filtros de Areia</u>	QUALQUER TIPO	1 METRO	ALTO	SIM
<u>Pavimento Permeável</u>	N/A	N/A	BAIXO	SIM
<u>Trincheiras de Infiltração</u>	NÃO RECOMENDADO	1 METRO	MÉDIO	NÃO
<u>Caixa de Retenção Óleos/Sedimentos</u>	N/A	N/A	BAIXO	SIM

**Tabela 3 - Fatores físicos que afetam a qualidade da água.**

**(Adaptado de EPA, 2002)**

### **4.3. COMUNIDADE E FATORES AMBIENTAIS**

#### **4.3.1. Manutenção**

Este fator traduz a necessidade de manutenção que cada processo de tratamento apresenta, segundo três critérios: frequência de inspeção, manutenção programada e problemas crônicos. Os custos de manutenção são também função do processo de tratamento selecionado, projeto e construção do mesmo.

#### **4.3.2. Aceitação por Parte da Comunidade**

Este fator representa a aceitação da comunidade em relação a determinado processo de tratamento e é medido em três fatores: mercado, preferência e impacto visual.

A tabela seguinte traduz a receptividade da população em relação aos sistemas de tratamento, bem como a manutenção necessária ao seu correto funcionamento.

BMP	MANUTENÇÃO	ACEITAÇÃO PELA POPULAÇÃO	CUSTO (RELATIVO À ÁREA DE DRENAGEM)
<u>Bacias Húmidas</u>	BAIXO	ALTO	BAIXO
<u>Bacias secas</u>	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO
<u>Filtros de Areia</u>	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
<u>Pavimento Permeável</u>	ALTO	ALTO	MODERADO
<u>Trincheiras de Infiltração</u>	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO
<u>Caixa de Retenção Óleos/Sedimentos</u>	ALTO	ALTO	ALTO

**Tabela 4 - População e fatores ambientais.**

**(Adaptado de EPA, 2002)**

## CAPÍTULO 5

MODELAÇÃO DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO



## 5. MODELAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO

### 5.1. INTRODUÇÃO

Os sistemas urbanos de drenagem e tratamento constituem sistemas complexos. O aumento da capacidade de processamento veio possibilitar a simulação de sistemas complexos de uma forma simples e rápida.

O software de modelação SWMM, usado para a análise e respetivo tratamento das cargas poluentes motivadas pelas escorrências urbanas, constitui uma preciosa ferramenta hidráulica uma vez que permite simular as condições de pluviosidade e respetivo escoamento numa dada bacia hidrográfica.

O Storm Water Management Model, Modelo de Gestão de Drenagem Urbana, é um *software* desenvolvido pela U.S. EPA, Environmental Protection Agency entre 1969 e 1971. Tem sofrido até à data inúmeras alterações e atualizações, constitui um modelo dinâmico chuva-escorrência que simula a quantidade e a qualidade do escoamento superficial, especialmente em áreas urbanas, funcionando para a simulação de um único evento chuvoso, bem como para uma simulação contínua a longo prazo. O componente relativo ao escoamento superficial SWMM opera um conjunto de bacias hidrográficas que recebem precipitação, geram escoamentos e cargas poluidoras. O módulo de transporte hidráulico deste software simula o percurso destas águas através de um sistema de coletores, canais, dispositivos de armazenamento e tratamento, bombas e elementos de regulação. O SWMM acompanha a evolução da quantidade e qualidade do escoamento dentro de cada bacia hidrográfica, assim como a vazão, a altura de escoamento e a qualidade da água em cada conduta, durante um período de simulação composto por múltiplos intervalos de tempo.

O SWMM é amplamente utilizado em várias partes do mundo para o planeamento, análise e projetos de sistemas de drenagem de águas pluviais em áreas urbanas, sistemas de recolha de águas residuais, bem como diversas aplicações em áreas não urbanas. A edição atual, que corresponde à quinta versão do programa, proporciona um ambiente integrado que permite a entrada de dados em função da área de estudo, simular o comportamento hidrológico, hidráulico, estimar a qualidade da água e visualizar os resultados da modelação numa vastíssima variedade de formatos. Como exemplo podem citar-se: áreas de drenagem codificadas por meio de cores, mapas de sistemas coletores de água, gráficos e tabelas de séries temporais, diagramas de perfil e análise estatística de frequência.

## 5.2. CAPACIDADE DE MODELAÇÃO

Os processos hidrológicos considerados no SWMM, para escoamentos em áreas urbanas são:

- Precipitação variável ao longo do tempo;
- Evaporação das águas superficiais acumuladas;
- Acumulação de gelo e degelo;
- Interceção de precipitação por armazenamento em depressões;
- Infiltração da precipitação em camadas de solo não saturadas;
- Percolação da água infiltrada nas camadas dos aquíferos;
- Troca de fluxo entre os aquíferos e o sistema de drenagem;
- Modelação do fluxo superficial por meio de reservatórios não lineares;
- Captação e retenção da precipitação e dos escoamentos em diversos dispositivos de baixo impacto.

O SWMM possui um leque variado de ferramentas de modelação hidráulica que permitem uma simples e rápida modelação de redes de tamanho praticamente ilimitado, bem com utilização de uma vastíssima variedade de geometria e formato (abertos ou fechados) de coletores, modelação de elementos especiais tais como unidades de armazenamento e tratamento, divisores de fluxo, bombas, descarregadores e orifícios. O software permite ainda, considerar a qualidade e quantidade dos escoamentos externos, sejam eles superficiais ou provenientes de aquíferos, infiltrações no sistema de drenagem devido à precipitação, águas residuais em tempo seco e outros definidos pelo próprio utilizador, utilização quer do método da onda cinemática quer do método completo da onda dinâmica para propagação dos fluxos, aplicação de controlos dinâmicos e modelação de diferentes regimes de precipitação.

Para além da modelação da precipitação e escoamento superficial, este programa permite estimar a evolução de qualquer tipo de cargas poluentes associadas a este tipo de escoamento e à qualidade da água previamente definida pelo utilizador. Desta forma, a modelação poderá ter em conta a acumulação do poluente durante o tempo seco e contribuição direta decorrente da própria chuva, lixiviação do agente poluente como função do tipo de uso do solo, redução da poluição devido à limpeza da rua, redução da carga de poluentes arrastados pela enxurrada com resultado de boas práticas (BMP) e redução da concentração do poluente devido ao tratamento ou processos naturais nos coletores e condutas.

A conceção e dimensionamento de todos os componentes da rede de drenagem, conceção de diferentes estratégias de controlo para promover a redução do número de descargas dos sistemas unitários, dimensionamento de estruturas de retenção e acessórios, balizamento das zonas de cheia, avaliação do

impacto provocado por descargas e infiltrações provenientes de sistemas de drenagem de águas residuais, avaliação e análise das cargas poluentes de origem difusa, concentração dos vários poluentes e consequente acumulação de resíduos durante diferentes eventos, constituem algumas das principais aplicações do SWMM.

Nesse sentido, é realizada a modelação das escorrências de águas pluviais em meio urbano, recorrendo à representação gráfica da rede e seus diversos componentes. São especificadas as propriedades dos meios a utilizar, é selecionado o conjunto de análises que se pretendem realizar, é executada a simulação propriamente dita e são visualizados os resultados obtidos.

### 5.3. MODELAÇÃO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM

O SWMM traduz um sistema de drenagem como uma série de fluxos de água e matéria entre as principais entidades ambientais:

- Atmosfera - Promove a precipitação e deposição de matéria poluente no solo. O SWMM serve-se do Pluviómetro para simular a entrada de precipitação no sistema.
- Superfície de Território - Esta é representada por meio de um ou mais objetos da bacia hidrográfica. A precipitação, na forma de chuva ou neve, vinda da atmosfera é enviada sob a forma de fluxos para infiltração em águas subterrâneas ou sob a forma de escoamento superficial, tendo sempre em conta as cargas poluentes a eles associados.
- Infiltração em águas subterrâneas - Recebe o fluxo a partir da superfície, transferindo partes do mesmo para o sistema de transporte. Essa modelação é garantida através de objetos do aquífero.
- Transporte - Rede de elementos (canais, coletores, bombas e órgãos de controlo) e unidades de armazenamento e tratamento que realizam o transporte da água para os descarregadores finais. Os fluxos desta entidade poderão ser originários do escoamento superficial, das águas subterrâneas e hidrogramas introduzidos pelo utilizador. Os componentes da entidade Transporte são modelados através de nós e coletores.

Nem todas as entidades descritas anteriormente necessitam de estar apresentadas num modelo SWMM, uma modelação poderá apenas incorporar a entidade Transporte, utilizando como premissa, hidrogramas previamente definidos como dados de entrada.

#### 5.4. OBJETOS FÍSICOS

Os objetos físicos ou visíveis das entidades podem ser organizados com o objetivo de formar um sistema de drenagem de águas pluviais:

- **PLUVIÓMETROS** - Introduzem os dados respeitantes à precipitação ocorrida numa ou mais bacias hidrográficas definidas na região de estudo. A introdução dos dados relativos à precipitação poderão advir de séries temporais de dados ou de um arquivo externo ao programa. As principais propriedades a indicar são a intensidade, volume, volume acumulado de precipitação, o intervalo de tempo, a fonte dos dados da precipitação e nome da fonte dos dados da precipitação.
- **BACIAS HIDROGRÁFICAS** - São unidades hidrológicas do terreno cuja topografia e elementos do sistema que transportam o escoamento obtido, até um ponto de descarga. Estas são divididas em bacias hidrográficas secundárias e os pontos de saída poderão ser os nós do sistema ou a entrada de outras bacias hidrográficas secundárias. As bacias hidrográficas secundárias poderão ser definidas como área permeável e impermeável, sendo que, poderá existir infiltração do escoamento superficial na camada superior do solo apenas em bacias hidrográficas secundárias permeáveis. O escoamento superficial de uma determinada área da bacia hidrográfica secundária pode afetar outra área dessa mesma bacia ou drenar a área total diretamente para o ponto de saída da bacias hidrográficas secundárias.

A infiltração da precipitação em área permeável de uma bacias hidrográfica apresenta-se em três modelos:

- Horton;
- Green-Ampt;
- Modelo baseado na Curva Número do SCS.

Os principais parâmetros a fornecer para a modelação da precipitação condicionada por situações de gelo e degelo, escoamento de águas subterrâneas e acumulação e lixiviação de poluentes na bacia hidrográfica, são:

- Pluviómetro;
- Nó de saída ou bacia onde descarrega;
- Usos do solo;
- Área da bacia hidrográfica;

- Percentagem de área impermeável;
- Inclinação da bacia;
- Largura do escoamento superficial;
- Coeficiente de Manning em escoamento superficial para áreas permeáveis e para áreas impermeáveis;
- Armazenamento em depressão para áreas permeáveis e impermeáveis;
- Percentagem de solo impermeável isenta de armazenamento em depressão.

### 5.5. NÓS DE CONEXÃO

Os nós de conexão são órgãos do sistema de drenagem que ligam diferentes trechos, podendo representar a confluência de condutas naturais, câmaras de visita e ligação de coletores. A precipitação entra no sistema através dos nós, sendo que estes podem conduzir a escoamento pressurizado sempre que os coletores se encontrem em carga, perda de caudal do sistema ou alagamento dos terrenos a montante, voltando gradualmente a integrar o sistema de escoamento.

Os principais parâmetros a definir para um nó de conexão são:

- Cota;
- Profundidade;
- Área alagada (parâmetro opcional);
- Valor das contribuições externas (parâmetro opcional).

### 5.6. NÓS DE SAÍDA

São os nós terminais de todo o sistema e definem as condições a jusante do sistema, sempre que é utilizado o modelo de fluxo da onda dinâmica (dynamic wave) como método de transporte. Quando são aplicados outros modelos, os nós de conexão comportam-se como nós de ligação ou junção. Neste modelo é condição imperativa que uma única ligação possa ser conectada a um dos nós de saída.

As condições de contorno nos nós de saída podem ser descritas mediante uma das seguintes relações:

- Profundidade de escoamento crítico ou normal no coletor de ligação ao nó;
- Nível fixo de água;
- Nível da maré;

- Série temporal que representa o nível de água no ponto de descarga ao longo do tempo.

Os parâmetros principais de um nó de saída são:

- Cota de soleira;
- Tipo e descrição de condições de fronteira e fase;
- Presença de um dispositivo de retenção (válvula) para evitar situações de inversão de fluxo na zona de saída.

### 5.7. COLETORES

São tubagens ou condutas que transportam a água de um nó para outro. As secções transversais dos canais poderão apresentar diversas geometrias, abertas ou fechadas.

### 5.8. TABELA

Grande parte das secções transversais apresentam forma retangular, trapezoidal, consoante definição do usuário. No caso da secção transversal irregular é necessário determinar o modo como a profundidade varia com a distância medida na horizontal.

As formas usualmente utilizadas para a drenagem de águas pluviais ou residuais são as circulares, elípticas ou em forma de arco.

O SWMM utiliza a equação de Manning como forma de estabelecimento da razão entre o caudal (Q), a área da secção (A), o raio hidráulico (Rh) e o declive (S) para todo o tipo de coletores.

A equação de Manning é dada por (User's Manual - SWMM V5, 2010):

$$Q = \frac{1,49}{n} A \times Rh^{\frac{2}{3}} \sqrt{S} \quad (\text{Unidades SI}) \quad \text{Eq.19}$$

$$Q = \frac{1}{n} A \times Rh^{\frac{2}{3}} \sqrt{S} \quad (\text{Unidades SI}) \quad \text{Eq.20}$$

$n$  → coeficiente de rugosidade de Manning

$\frac{1}{n}$  → coeficiente de Manning-Strickler, representado frequentemente por K

$S$  → representa o declive do coletor como pendente da tubagem, em escoamento em regime permanente (Steady Flow) e Método da Onda Cinemática (Kinematic Wave). Para o Modelo da Onda Dinâmica (Dynamic Wave), representa o declive hidráulico do fluxo ou seja, a perda de carga por unidade de comprimento.

Os parâmetros a definir para a modelação dos coletores são:

- Identificação dos nós de entrada e saída;
- Altura do fundo do canal nos nós inicial e final;
- Comprimento do coletor;
- Coeficiente de Manning;
- Geometria da secção transversal do coletor;
- Coeficiente de perda de carga, quer para a entrada como para a saída do coletor (Parâmetro Opcional);
- Presença de um dispositivo de retenção (válvula de retenção) para evitar a inversão de fluxo (Parâmetro Opcional).

## 5.9. OBJETOS VIRTUAIS

Os objetos virtuais ou não visíveis utilizados pelo SWMM são:

- Climatologia (temperatura, evaporação, velocidade do vento, degelo da neve, redução da área de neve);
- Acumulação de neve;
- Aquíferos;
- Hidrogramas unitários;
- Secção transversal irregular;
- Contribuições externas de escoamento;
- Regras de controlo;
- Agentes poluentes;
- Usos do solo (Acumulação de agentes poluentes, lixiviação de agentes poluentes, limpeza das ruas);

- Tratamento;
- Curvas;
- Série temporal;
- Padrões temporais;
- Controlo por dispositivos de baixo impacto (LID).

#### **5.10. AGENTES POLUENTES**

O SWMM permite estudar a geração, entrada e transporte e qualquer poluente definido pelo usuário.

As informações necessárias para cada um desses agentes poluentes são:

- Nome do poluente;
- Definição das unidades de concentração (miligramas/litro, microgramas/litro ou unidades/litro);
- Concentração do poluente na precipitação;
- Concentração do poluente nas águas subterrâneas;
- Concentração do poluente nos processos de entrada direta ou infiltração;
- Coeficiente de decaimento de reação de primeira ordem.

O SWMM permite ainda definir agentes poluentes associados. A acumulação e lixiviação dos poluentes são determinados a partir do uso do solo definido para essas áreas. É ainda possível definir as entradas de cargas poluentes no sistema através das séries temporais dos caudais de entrada.

#### **5.11. USOS DO SOLO**

Os usos do solo constitui uma rúbrica que representa as atividades desenvolvidas ou características da superfície do solo atribuídas às bacias hidrográficas. Como utilização dos solos temos: residencial, industrial, comercial e natural. As características superficiais do solo incluem parâmetros como: telhados, relvados, pavimentos, solos sem uso, etc. Os usos do solo são apenas utilizados quando se consideram fenómenos de acumulação de agentes poluentes ou build-up e lixiviação de agentes poluentes ou wash-off nas bacias hidrográficas.

O SWMM possui variadas opções de definição da utilização dos solos, relacionando-os com as bacias hidrográficas. Um caminho possível é a atribuição de diferentes usos para cada região, fazendo com que todos os usos na bacia nessa região tenham as mesmas características. Outro caminho é a

atribuição de um único uso por bacia hidrográfica com vista a especificar diferentes características das áreas permeáveis e impermeáveis em cada bacia e em cada uso do solo.

Os processos que permitem definir cada uso do solo são os seguintes:

- *Build-up* ou Acumulação de Agentes Poluentes;
- *Wash-off* ou Lixiviação de Agentes poluentes;
- Limpeza das ruas.

### 5.11.1. Build-Up

A acumulação de agentes poluentes é traduzida como a massa por unidade de comprimento. A carga acumulada do poluente é estimada em função do número de dias secos anteriores ao evento e pode ser calculada mediante as seguintes expressões:

#### 1. Função Potencial

A acumulação de poluentes (B) é proporcional ao tempo (t) elevado a uma determinada potência (C3), até esta atingir um determinado valor máximo.

$$B = \text{Min}(C_1, C_2 t^{C_3}) \quad \text{Eq.21}$$

Em que:

$C_1$  → Acumulação máxima admissível (massa por unidade de área)

$C_2$  → Crescimento constante do poluente acumulado

#### 2. Função Exponencial

A acumulação segue um crescimento exponencial que se aproxima assintoticamente de um determinado valor máximo.

$$B = C_1 (1 - e^{-C_2 t}) \quad \text{Eq.22}$$

Em que:

$C_1$  → Acumulação máxima admissível, isto é, o coeficiente Build-up (massa por unidade de área)

$C_2$  → Constante de crescimento do poluente acumulado (1/dia)

- Função Saturação

A acumulação começa de forma linear e de uma forma progressiva diminui ao longo do tempo até que seja atingida determinado valor de saturação.

$$B = \frac{C_1 t}{C_2 + t} \quad \text{Eq.23}$$

Em que:

$C_1$  → Acumulação máxima admissível (massa por unidade de área)

$C_2$  → Constante de semi-saturação (número de dias necessários para atingir metade da acumulação máxima possível)

### 5.11.2. Wash-Off

A lixiviação dos agentes poluentes para uma determinada categoria de uso do solo, ocorre durante os períodos de precipitação e pode ser descrita por uma das seguintes funções:

#### 1. Função Exponencial

A carga lixiviada (W) é proporcional ao produto entre a escorrência elevada a uma potência e uma quantidade de poluentes acumulados.

$$W = C_1 q^{C_2} B \quad \text{Eq.24}$$

Em que:

$C_1$  → Coeficiente de *Wash-Off* (massa por unidade de área)

$C_2$  → Expoente de *Wash-Off* (1/pol ou 1/mm)

$q$  → Escorrência por unidade de área (pol/h ou mm/h)

$B$  → Acumulação de poluentes (unidade de massa)

## 2. Curva do Fluxo de Lixiviação

O *Wash-Off* ( $W$ ) é proporcional ao produto entre o seu coeficiente e a escorrência elevada a uma determinada potência.

$$W = C_1 Q^{C_2} \quad \text{Eq.25}$$

Em que:

$C_1$  → Coeficiente de *Wash-Off*

$C_2$  → Expoente de *Wash-Off*

$Q$  → Escorrência (L ou m<sup>3</sup>)

## 3. Concentração Média de Eventos

Trata-se de uma forma de determinar as cargas dos poluentes sendo o expoente 1.0 e o coeficiente  $C_1$  representa a concentração de poluente arrastado em unidades de massa por litro. Torna-se desnecessário especificar a função *Build-Up*. Em cada evento, a concentração de determinado poluente será constante e igual à concentração média do evento (CME) definida pelo usuário.

Importa referir que em qualquer dos três casos, a acumulação de poluentes diminui com a ocorrência do fenómeno de lixiviação. O processo termina quando deixam de existir poluentes acumulados.

As cargas de uma determinado poluente podem ser reduzidas mediante a adoção de uma medida estrutural de controlo (BMP), sendo que nesse caso não há necessidade de modelar o processo de *Wash-Off*.

### 5.11.3. Limpeza das Ruas

A limpeza das ruas pode usar-se de forma periódica com o objetivo de reduzir a acumulação de agentes poluentes. Os parâmetros que descrevem este processo são:

- Período entre limpezas;
- Período entre a última limpeza e o início da simulação;
- Fração de todos os elementos poluentes acumulados que é possível remover mediante a limpeza;
- Fração da acumulação de poluentes que é possível eliminar e que é de facto eliminada através da limpeza.

Estes parâmetros poderão variar consoante cada tipo de categoria de uso do solo, sendo que o último parâmetro pode variar consoante o poluente em questão.

## 5.12. TRATAMENTO

A remoção dos poluentes do escoamento que entra num nó dos sistema de drenagem é modelada com base na atribuição de uma série de funções de tratamento às características do nó.

A função de tratamento deverá incluir:

- Concentração do poluente que entra no nó (utiliza-se o nome do poluente para representar a sua concentração);
- Quantidades removidas de outros poluentes. Para tal utiliza-se o prefixo R\_ antes do nome do poluente como forma de representar a remoção.
- Qualquer das seguintes variáveis:

Flow - Para o escoamento que entra no nó (unidades definidas pelo utilizador)

Depth - Para a profundidade do nó relacionada com o declive do nó (em pés ou metros)

AREA - Para a superfície do nó (em pés quadrados ou metros quadrados)

DT - Para o tempo decorrido do módulo de transporte hidráulico (em segundos)

HRT - Para o tempo de permanência (em horas)

O resultado do tratamento poderá ser uma concentração (C) ou a fração removida do poluente (R)

$$C = CBO * \exp(-0,05 * HRT) \quad \text{Eq.26}$$

Remoção de sólidos totais dissolvidos (TSS)

$$R = 0,75 * R\_TSS \quad \text{Eq.27}$$

### 5.13. SÉRIES TEMPORAIS

As séries temporais descrevem propriedades de certos objetos definidos no SWMM que podem variar com o tempo. Estas séries temporais são utilizadas para introduzir:

- Dados Temperatura;
- Dados Evaporação;
- Dados Precipitação;
- Níveis de água nos nós de saída;
- Hidrogramas externos de entrada de caudal no sistema de drenagem através dos nós;
- Gráficos representativos da entrada de poluentes no sistema de drenagem através dos nós.

Cada uma das séries temporais deve ter um único nome de identificação e a cada uma destas podem ser atribuídos dados históricos disponíveis. A série temporal pode ser definida de forma relativa através do tempo decorrido desde o início da simulação ou como referência absoluta através da data exata de cada ocorrência.

Para as séries temporais de precipitação apenas é necessário introduzir os períodos em que esta ocorre. O SWMM interpreta o valor da precipitação como constante, durante o intervalo de tempo especificado para o pluviómetro, definido na referida série. Para as restantes séries temporais, o SWMM realiza uma interpolação para definir os valores dos instantes intermédios.

Para os valores de tempo que estão fora do intervalo definido para a série temporal, o SWMM considera-os de valor nulo para séries temporais de precipitação e contribuições externas de escoamento, assim como para o primeiro ou o último dos valores da série de dados no caso da temperatura, evaporação e nível de água nos nós de saída.

#### **5.14. MÉTODOS COMPUTACIONAIS**

O SWMM permite que sejam modelados os parâmetros como sejam o processamento, infiltração e transporte.

#### **5.15. PROCESSAMENTO**

Permite selecionar qual ou quais os contribuintes para o projeto em causa:

- Precipitação/Escoamento;
- Neve;
- Águas Subterrâneas;
- Método de Transporte;
- Qualidade da Água.

A presente opção permanece desativada sempre que não existam elementos no modelo de projeto necessários para um determinado processo.

#### **5.16. INFILTRAÇÃO**

A infiltração é o fenómeno pelo qual a precipitação penetra na zona não saturada do solo em cada bacia hidrográfica. As várias opções de infiltração são as seguintes:

- Modelo de Horton;
- Modelo de Green-Ampt;
- Modelo com base em S.C.S. Curve Number.

##### **5.16.1. Modelo de Horton**

Método baseado em observações empíricas que mostra a diminuição exponencial da infiltração, desde um valor inicial máximo até um certo valor mínimo, ao longo do tempo em que ocorre a precipitação. Os parâmetros de entrada necessários para este modelo são as taxas de infiltração (máxima e mínima), o coeficiente de decaimento (diminuição da infiltração ao longo do tempo) e tempo necessário à saturação de um solo inicialmente seco.

### **5.16.2. Modelo Green-Ampt**

Método que parte do pressuposto de existir uma frente de humedecimento na coluna do solo (sharp wetting front), fazendo fronteira entre o terreno com determinada humidade inicial e a parte superior do terreno completamente saturada. Os parâmetros de entrada necessários para este modelo são o valor deficitário de humidade inicial do solo, a condutividade hidráulica do solo e a altura da frente humedecida.

### **5.16.3. Modelo com base em S.C.S. Curve Number**

Método que estima o escoamento superficial com base em diretrizes definidas pelo Soil Conservation Service, EUA, através de curvas NRCS (S.C.S.). Assim sendo, esta instituição publica tabelas que permitem encontrar a capacidade total de infiltração do solo. No decorrer do processo de precipitação esta capacidade é dada por uma função da precipitação acumulada e pela capacidade de infiltração ainda admissível. Os parâmetros de entrada para este modelo são o número de curvas e o tempo necessário para que um solo totalmente saturado se apresente completamente seco.

## **5.17. TRANSPORTE**

Os métodos para o encaminhamento dos fluxos através do sistema são os seguintes:

- Modelo de Escoamento Uniforme;
- Modelo de Onda Cinemática;
- Modelo da Onda Dinâmica.

### **5.17.1. Modelo de Escoamento Uniforme**

Método que visa simular o comportamento da água no interior dos coletores, pressupondo que o fluxo é uniforme e permanente, para cada um dos incrementos de tempo de cálculo. Assim sendo, o modelo apenas transfere o hidrograma de entrada no nó de montante para o nó de jusante, sem atraso ou mudança de forma. Para relacionar o caudal com a área e a profundidade do coletor, aplica-se a equação de Manning. Neste modelo não é tido em conta o armazenamento de água que é produzido nos coletores, os fenómenos de ressalto hidráulico, as perdas nas entradas e saídas de órgãos do sistema de drenagem, a inversão de fluxos ou fenómenos de escoamento sob pressão. Apenas pode utilizar-se em sistemas ramificados, nos quais cada nó possui apenas um único nó de descarga (exceção feita se o nó for um divisor contemplando duas tubagens de saída). Importa referir que este método é insensível ao incremento de tempo selecionado e é apenas apropriado para a realização de análises preliminares, utilizando simulações contínuas com grandes escalas de tempo.

### 5.17.2. Modelo da Onda Cinemática

Método que resolve quer a equação da continuidade, quer a equação da quantidade de movimento em cada coletor. Este modelo requer que o declive da superfície de água, seja igual ao declive do fundo do coletor.

O escoamento máximo que pode circular no interior do coletor constitui o caudal correspondente à secção cheia, determinado pela equação de Manning. Qualquer excesso de caudal no nó de entrada do coletor poderá ser perdido, no que ao sistema diz respeito, ou ficar retida na parte superior do nó de entrada sendo posteriormente considerado, assim a capacidade do coletor o permita.

O Modelo da Onda Cinemática permite que o caudal e a área variem tanto no espaço como no tempo, no interior do coletor. Tal situação poderá motivar um amortecimento ou desfasamento nos hidrogramas de saída à medida que os caudais vão entrando nos coletores. Ainda assim, neste modelo de transporte é impossível simular efeitos tais como ressaltos hidráulicos, perdas nas entradas e saídas nos poços do sistema de drenagem, inversões de fluxos e fenómenos de escoamento sob pressão, motivando uma aplicação direcionada exclusivamente a redes ramificadas. Como prática comum, poder-se-á manter uma estabilidade numérica adequada recorrendo a incrementos de tempo de cálculo relativamente grandes, na ordem de 5 a 15 minutos. No caso de alguns dos efeitos especiais mencionados não ocorrerem no sistema ou não sejam significativamente importantes, este método constitui uma alternativa suficientemente precisa e eficiente para o modelo de transporte em séries temporais extensas.

### 5.17.3. Modelo da Onda Dinâmica

Método que resolve integralmente as equações de Saint-Venant, facto que faz dele o modelo que gera resultados mais precisos. Estas equações envolvem a aplicação da equação da continuidade e da quantidade de movimento nos coletores, bem como da equação da quantidade de volumes nos nós. Utilizando este modelo de transporte é possível representar o escoamento sob pressão, de modo a que o caudal que circula em secção cheia possa exceder o seu valor. São verificadas inundações no sistema quando a profundidade de água nos nós excede o valor máximo admissível. O excesso de escoamento pode ser excluído do sistema ou ser armazenado na parte superior do nó, reentrando posteriormente no sistema de drenagem.

Este modelo de transporte pode ter em conta os efeitos de armazenamento nos coletores, os ressaltos hidráulicos, as perdas nas entradas e saídas nos diferentes órgãos do sistema de drenagem, as inversões de fluxos e os escoamentos sob pressão. Uma vez que o modelo calcula simultaneamente os valores dos níveis de água nos nós e os caudais nos coletores, pode ser aplicado a qualquer tipo de traçado de

rede de drenagem, mesmo naquelas que contém vários repartidores de caudal a jusante dos nós. Este é o método mais apropriado para sistemas onde sejam importantes os efeitos de ressalto hidráulico, causados pelas restrições do fluxo a jusante e a presença de elementos de regulação, como orifícios e descarregadores. Um dos aspetos que diferencia este método dos demais é a necessidade de se utilizarem incrementos de tempo de cálculo muito mais pequenos, da ordem de 1 minuto ou menos, sendo que o próprio SWMM reduz automaticamente o incremento de tempo de cálculo máximo definido pelo usuário por forma a manter a estabilidade numérica da análise.

Cada um destes métodos de transporte utiliza a equação de Manning para relacionar o caudal com a profundidade e as forças tangenciais. A exceção diz respeito ao caso do escoamento em coletores circulares e sob pressão, onde são utilizadas as equações de Hazen-Williams ou Darcy-Weibach.



## CAPÍTULO 6

### MODELAÇÃO DE UM CASO DE ESTUDO



## 6. MODELAÇÃO DE UM CASO DE ESTUDO

Este caso de estudo tem como intuito a avaliação das cargas poluentes de um sistema de drenagem de águas pluviais e a eficácia de um sistema de tratamento proposto, no que à poluição por escorrências urbanas diz respeito. Para tal, considerando uma bacia de drenagem com a área de 1,95 hectares na cidade de Viana do Castelo, efetuou-se a modelação da rede de drenagem de águas pluviais e do sistema de tratamento proposto no programa SWMM.



Figura 14 - Delimitação da bacia de drenagem.

A introdução da área de bacia hidrográfica no programa SWMM faz resultar a rede de drenagem esquematizada na figura 15.

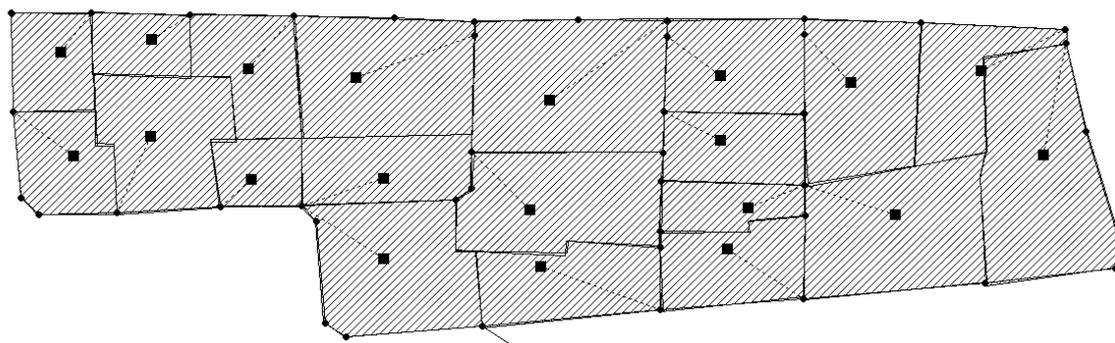


Figura 15 - Rede de drenagem definida no programa SWMM para o caso de estudo.

### **6.1. PRECIPITAÇÃO**

No presente caso de estudo foram utilizados dados de precipitação obtidos através do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) para um pluviómetro situado na freguesia de Nogueira (código 03E/02UG), uma vez que este é o mais próximo da cidade de Viana do Castelo.

Os valores da precipitação utilizados neste estudo, iniciam-se em 01 de Outubro de 2004 e terminam em 30 de Setembro de 2007, correspondendo a três anos hidrológicos completos.

### **6.2. SISTEMA DE TRATAMENTO**

Os órgãos de controlo e tratamento propostos para o presente caso de estudo foram as bacias de retenção e detenção, uma vez que promovem o controlo de poluentes e permitem a regularização de caudais, facto da maior importância em meio urbano visto este apresentar escoamentos variáveis. Outras vantagens, prendem-se com o facto destas bacias suportarem variações de caudais e cargas poluentes e não necessitarem de muita manutenção, fatores que validam esta escolha, quer para análise do comportamento hidráulico quer para análise do comportamento ao nível da remoção de poluentes que incorporam as escorrências urbanas.

A escolha do tipo de bacia de retenção recaiu numa bacia com nível de água permanente motivada pelo tipo de paisagem que se pretende obter para um meio urbano, armazenamento necessário, acessibilidades e custos, em série e a céu aberto. Convém referir que existem algumas condicionantes na opção entre bacias secas e com nível de água permanente, nomeadamente características geológicas e hidrogeológicas do solo e variações do nível freático da zona onde se pretende implantar a bacia.

O nível máximo atingido pelas águas freáticas constitui uma condicionante para o uso de bacias secas. (Bichançã, 2006).

Numa bacia com nível de água permanente é necessário definir uma altura mínima de água em tempo seco, com o objetivo de evitar o desenvolvimento desenfreado de plantas aquáticas e permitir a manutenção de toda a atividade piscícola, facto que se reveste de capital importância para o equilíbrio ecológico em todo o ecossistema da bacia.

Quando se utiliza bacias em paralelo nem todo o escoamento afluente à bacia de retenção, são colocadas lateralmente ao coletor ou canal afluente. A passagem é normalmente efetuada através de um descarregador lateral. Exigem menores custos de manutenção uma vez que sofrem menor acumulação

de sedimentos e possuem, de um modo geral, menor dimensão, sendo mais apropriada para bacias secas.

Nas bacias em série todo o escoamento afluente passa pela bacia de retenção, são colocadas no alinhamento do coletor ou canal de drenagem afluente, intersectando-o, sendo mais apropriada para bacias com nível de água permanente.

### **6.3. DIMENSIONAMENTO DA BACIA DE RETENÇÃO E SUA MODELAÇÃO NO PROGRAMA SWMM**

O dimensionamento hidráulico de uma bacia de retenção consiste fundamentalmente, no cálculo do volume necessário para a regularização do caudal afluente, correspondente à precipitação com um determinado período de retorno, por forma a que o caudal máximo efluente não ultrapasse determinado valor pré-estabelecido. Como corolário desse mesmo volume, temos a área inundada e a carga hidráulica sobre a bacia, variáveis a determinar no processo de dimensionamento.

A vantagem fundamental deste sistema consiste em descarregar caudais muito inferiores aos que entram em regime de ponta, reduzindo os riscos de inundação a jusante.

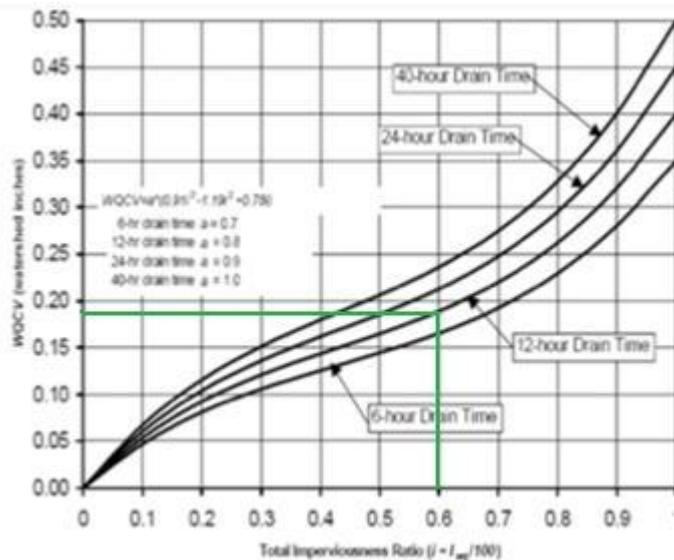
As bacias de retenção possuem não só a função de regulação quantitativa do escoamento, mas também função de redução das concentrações de vários contaminantes, uma vez que promovem a filtração da água e a deposição de sedimentos e outros poluentes incorporados no escoamento. Para o seu dimensionamento e implantação é necessário um aprofundado conhecimento geomorfológico da área a implantar, nomeadamente, no que concerne ao tipo e ocupação do solo, regime de precipitação, sistema de drenagem existente e características de jusante. Sempre que possível deve evitar-se executar excessivas movimentações de terra por forma a poder aproveitar-se a infiltração natural do terreno e promover a redução dos custos inerentes ao processo.

Para o caso de estudo apresentado utilizou-se o método de dimensionamento preconizado no manual do programa SWMM, nomeadamente a determinação de um volume crítico permanente de água na bacia, Water Quality Capture Volume (WQCV), que permite a manutenção da qualidade da água e acima do qual é definido um orifício de descarga.

Neste cálculo, utilizou-se a metodologia proposta por UDFCD (Urban Drainage and Flood Control District, 2001), que defende que o volume depende da impermeabilidade da bacia e do tempo de retenção pretendido. Foi definido um valor de impermeabilidade da bacia de 60% uma vez que não é conhecido com exatidão o valor da impermeabilidade da bacia. Se esse valor fosse conhecido, teria

que ser efetuada uma média ponderada do valor de impermeabilidade de cada sub-bacia, tendo em conta a área das mesmas.

Para uma impermeabilidade de 60% e 12 horas de tempo de retenção, obteve-se o valor WQCV= 0,185 in, através do ábaco proposto por UDFCD.



**Figura 16 - WQCV (Water Quality Capture Volume)**

(Adaptado de UDFCD 2001)

Cálculo do valor de volume WQCV:

Área da bacia hidrográfica= 1,95 ha =4,819 acres

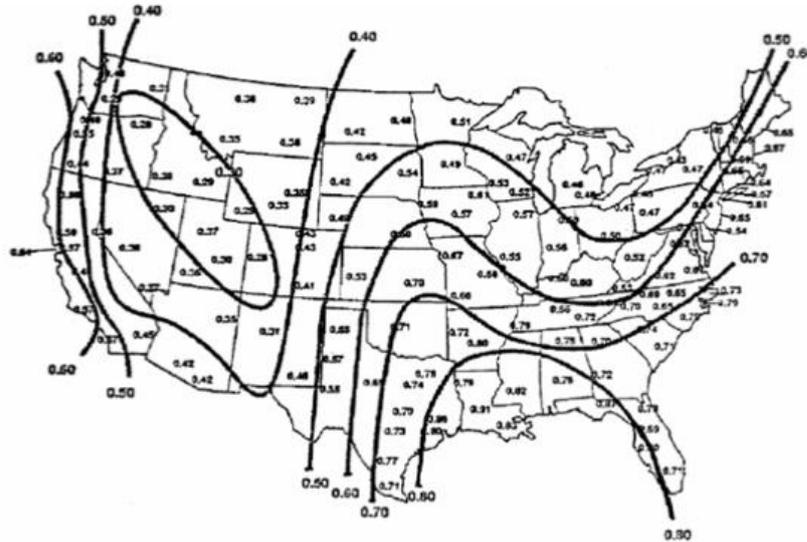
$$WQCV = \frac{0,185 \times 4,819}{12} = 0,0743 ac - ft = 3236,20 ft^3 = 90,613 m^3 \quad \text{Eq.28}$$

Torna-se necessário efetuar uma correção ao valor de WQCV, adaptando-o à área de estudo, uma vez que o ábaco de UDFCD é aplicável para o região do Colorado (USA).

$$WQCV_0 = d_6 \times \frac{WQCV}{0,43} \quad \text{Eq.29}$$

O valor  $d_6$ , indicativo da profundidade média de escoamento produzida por eventos, é obtido por analogia com os valores indicativos para os Estado Unidos. Para esta zona do globo os valores variam entre 0,3 e 0,8, logo para a região em estudo foi definido um valor de 0,5.

$$WQCV_0 = 0,0864ac - ft = 3763,38 ft^3 = 105,37 m^3$$

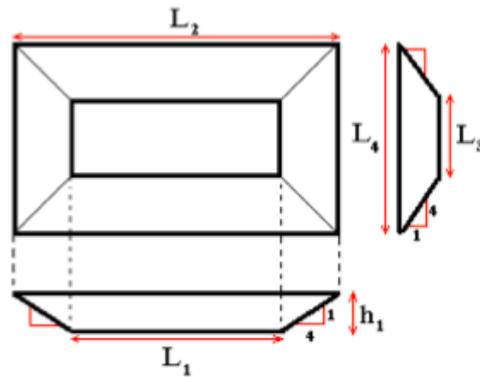


**Figura 17 - Profundidade média de escoamento produzida por tempestade nos EUA.**

(Adaptado de EPA 2009)

#### 6.4. DIMENSIONAMENTO DA BACIA DE RETENÇÃO

Para o dimensionamento da bacia de retenção, considerou-se que a mesma possuía geometria trapezoidal e foram seguidas as diretrizes preconizadas para estes casos, nomeadamente, distância entre a entrada e a saída maximizada, uma relação comprimento-largura de 2:1 ou 3:1, uma altura residual de água de 1 metro e inclinação dos taludes da bacia de 4:1. Assim sendo, foram determinadas as dimensões da bacia por forma a poder recolher o volume WQCV.



**Figura 18 - Dimensionamento do órgão de tratamento proposto (bacia de retenção) para o valor WQCV.**

(Adaptado de EPA 2009)

Equações que permitem dimensionar a bacia de retenção que suporta  $V_{WQCV} = 105,37 \text{ m}^3$ :

$$L_1 = 2 \times L_3$$

$$L_2 = L_1 + 2 \times 4h_1 = 2 \times L_3 + 2 \times 4h_1$$

$$L_4 = L_3 + 2 \times 4h_1$$

$$V_{WQCV} = \frac{L_1 \times L_3 + L_2 \times L_4}{2} \times h_1$$

$$V_{WQCV} = \frac{2 \times L_3^2 + (2 \times L_3 + 8h_1) \times (L_3 + 8h_1) \times h_1}{2}$$

$$L_1 = 7,518 \text{ m}$$

$$L_2 = 15,518 \text{ m}$$

$$L_3 = 3,759 \text{ m}$$

$$L_4 = 11,758 \text{ m}$$

No entanto, para o dimensionamento da bacia de retenção para um volume máximo e um período de retorno de 2 anos, foi utilizado um método distinto baseado nas premissas de que o volume depende do caudal afluente e que este depende da intensidade de precipitação, área da bacia de drenagem e do

coeficiente de escoamento. Como tal, foi calculada a intensidade de precipitação para esse período de retorno e um episódio de precipitação com a duração de 30 minutos. Neste cálculo foi utilizado o caudal de ponta e foi tido em conta que o valor do caudal varia ao longo do tempo, facto que permite um processo de dimensionamento mais fiável, evitando o risco de sub-dimensionamento.

$$Q = C \times I \times A \quad \text{Eq.30}$$

em que:

C - Coeficiente de escoamento (adimensional);

I - Intensidade de precipitação (mm/h);

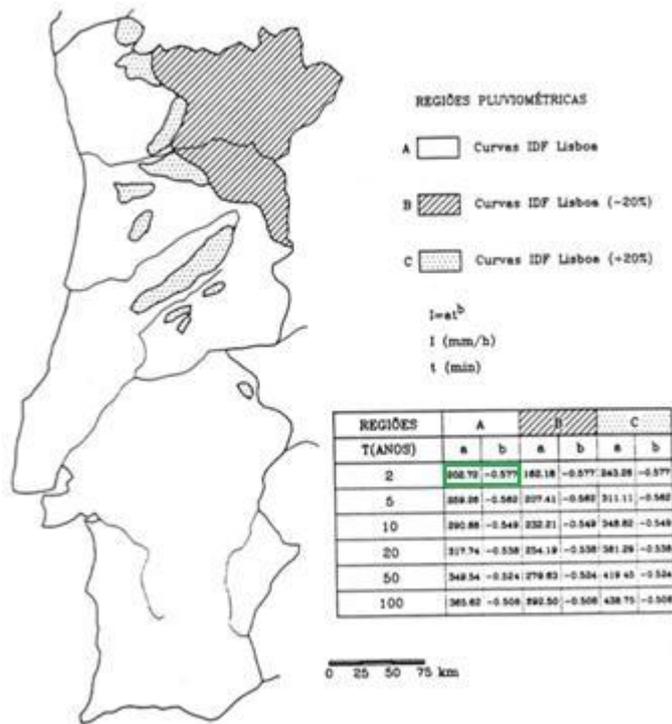
A - Área da bacia de drenagem (m<sup>2</sup>).

A intensidade da precipitação consiste na intensidade máxima média da precipitação para um intervalo de tempo igual ao tempo de precipitação ( $t_c$ ) e para um período de retorno ( $T_r$ ). Existem duas formas de obter o valor da intensidade da precipitação, uma através da expressão analítica das curvas exponenciais de Intensidade, Duração e Frequência (curva I-D-F) obtidas nos diversos postos udográficos de todo o país, e uma outra através de equação matemática.

$$I = a \times t_c^b \quad \text{Eq.31}$$

em que:

$a$  e  $b$  são parâmetros retirados dos ábacos I-D-F para Portugal Continental e variam consoante o período de retorno (Fig. Nº 19). Para este caso de estudo estes parâmetros foram registados para um período de retorno de 2 anos.



**Figura 19 - Curva de Intensidade-Duração-Frequência para Portugal Continental.**

Parâmetros para um período de retorno de 2 anos, considerando a região pluviométrica A:

$$a \rightarrow 202,72$$

$$b \rightarrow -0,577$$

Cálculo da Intensidade de Precipitação (Para um período de retorno de 2 anos):

$$I = 202,72 \times 30^{-0,577} = 28,48 \text{ mm/h} \quad \text{Eq.32}$$

Cálculo do valor do caudal:

$$Q = C \times I \times A \quad \text{Eq.33}$$

$$A = 19500 \text{ m}^2$$

$$I = 0,000008 \text{ m/s}$$

$$C = 0,8$$

$$Q = 0,8 \times 0,000008 \times 19500$$

$$Q = 0,1248 \text{ m}^3 / \text{s}$$

Cálculo do Volume:

$$\begin{aligned} V &= Q \times t \\ V &= 0,1248 \times (30 \times 60) \\ V &= 224,64 m^3 \end{aligned} \quad \text{Eq.34}$$

Dados da Bacia de Retenção referentes ao valor WQCV:

$$\begin{aligned} T_{\text{retorno}} &\rightarrow 2 \text{ anos} \\ t_c &\rightarrow 30 \text{ min} \\ I &\rightarrow 28,48 \text{ mm/h} \\ Q &\rightarrow 0,1248 m^3 / s \\ V &\rightarrow 224,64 m^3 \end{aligned}$$

Assim sendo, houve necessidade de aumentar o volume da bacia para que esta pudesse suportar no mínimo um volume de  $224,64 m^3$ , mantendo o seu volume residual.

Considerando a inclinação dos taludes de 4:1 e mantendo aquela que se verificava aquando do cálculo das dimensões da bacia para suportar o volume residual, o volume total da bacia é de  $464,69 m^3$ , para uma altura de água de 1 metro acima do volume morto ou permanente. Este volume ( $464,69 m^3$ ) é consideravelmente superior ao que havia sido calculado para um período de retorno de 2 anos ( $224,64 m^3$ ).

## 6.5. DIMENSIONAMENTO DO ORIFÍCIO DE SAÍDA

Para o dimensionamento do orifício de saída foi considerado o valor máximo de caudal obtido através do programa SWMM de  $0,094 m^3/s$ . Este orifício foi dimensionado de forma a permitir o escoamento de caudal igual a  $1/3$  do caudal máximo, carga hidráulica superior ao volume de água permanente não ultrapasse o valor de um metro. (Flores, 2011)

O escoamento por um orifício pode ser estimado pela seguinte equação:

$$Q = \mu \times A \times \sqrt{2 \times g \times h} \quad \text{Eq.35}$$

Em que:

$\mu$  → Coeficiente de vazão do orifício

$A$  → Área do orifício de saída

$g$  → Aceleração da gravidade

$h$  → Carga hidráulica efetiva

Para 1/3 do Caudal

$$\frac{1}{3} \times 0,094 = 0,031333m^3 / s \quad \text{Eq.36}$$

Cálculo do diâmetro do orifício

$$\mu = 0,6$$

$$g = 9,81m / s^2$$

$$h = 1m$$

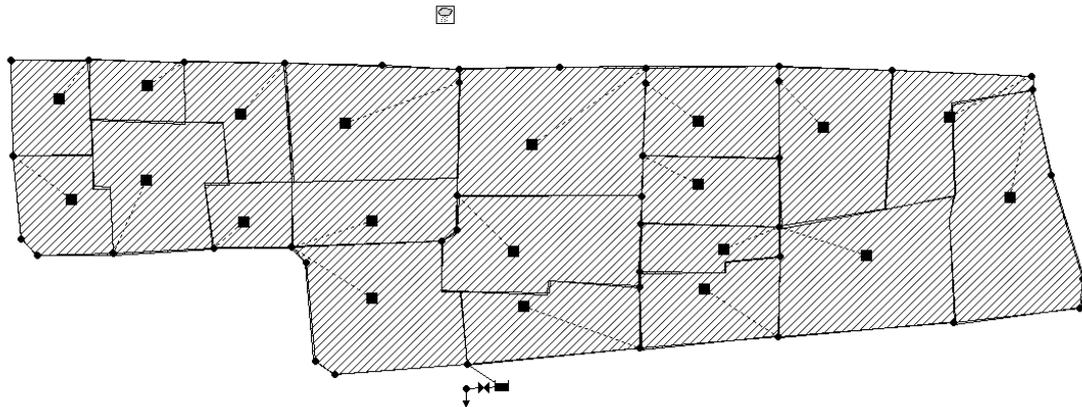
$$A = ?$$

$$Q = \mu \times A \times \sqrt{2 \times g \times h} \quad \text{Eq.37}$$

$$A = 0,01179m^2 \rightarrow d = 0,122521m = 122,521mm \rightarrow \phi 140$$

Para um diâmetro obtido de 0,122521m, foi adotado um diâmetro comercial de 140, sendo que o orifício de saída da estrutura foi colocado imediatamente acima do volume de água permanente (Flores, 2011).

## 6.6. SIMULAÇÃO DA BACIA DE RETENÇÃO UTILIZANDO O PROGRAMA SWMM



**Figura 20 - Rede de drenagem incorporando a bacia de retenção.**

Foi definido que a totalidade do escoamento é conduzido para o sistema de tratamento e controle, através de uma coletor com diâmetro de 0,90 metros e pendente de cerca de 0,6%.

O programa SWMM define Unidades de Armazenamento como nós do sistema de drenagem que possuem capacidade para armazenar determinados volumes de água, reduzindo os picos de escoamento e reduzindo a concentração de alguns poluentes como sólidos suspensos totais (SST). Para definir as propriedades volumétricas de uma unidade de armazenamento pode recorrer-se, quer a uma função, como a uma relação entre a área superficial e a profundidade. Estas têm como finalidade deter o volume crítico permanente de água na bacia (WQCV) e ainda o controlo de situações de pico de escoamento.

Curva de armazenamento (Storage Curve) - Descreve a variação da área da superfície com a profundidade e tem por objetivo o cálculo do volume armazenado em função da profundidade. Poderá apresentar duas variantes, funcional ou tabular. No presente caso de estudo foi definida a forma Tabular, definindo-se então a curva considerando as dimensões da bacia calculadas para o volume WQCV, para um período de retorno de 2 anos.

Nível de água (m)	Área (m <sup>2</sup> )
0	28,260
1	182,476
2	464,692

**Tabela 5 - Área da bacia em função da altura de água**

Importa salientar que foi desprezado o fenómeno de evaporação na bacia, considerando-se esse valor como nulo no cálculo através do programa SWMM.

Property	Value
Name	su1
X Coordinate	4312.394
Y Coordinate	2071.307
Description	
Tag	
Inflows	NO
Treatment	YES
Invert El	2.8
Max. Depth	2
Initial Depth	0
Ponded Area	0
Evap. Factor	0
Infiltration	NO
Storage Curve	TABULAR
Functional Curve	
Coefficient	1000
Exponent	0
Constant	0
Tabular Curve	
Curve Name	su1

**Figura 21 - Definição da bacia de retenção.**

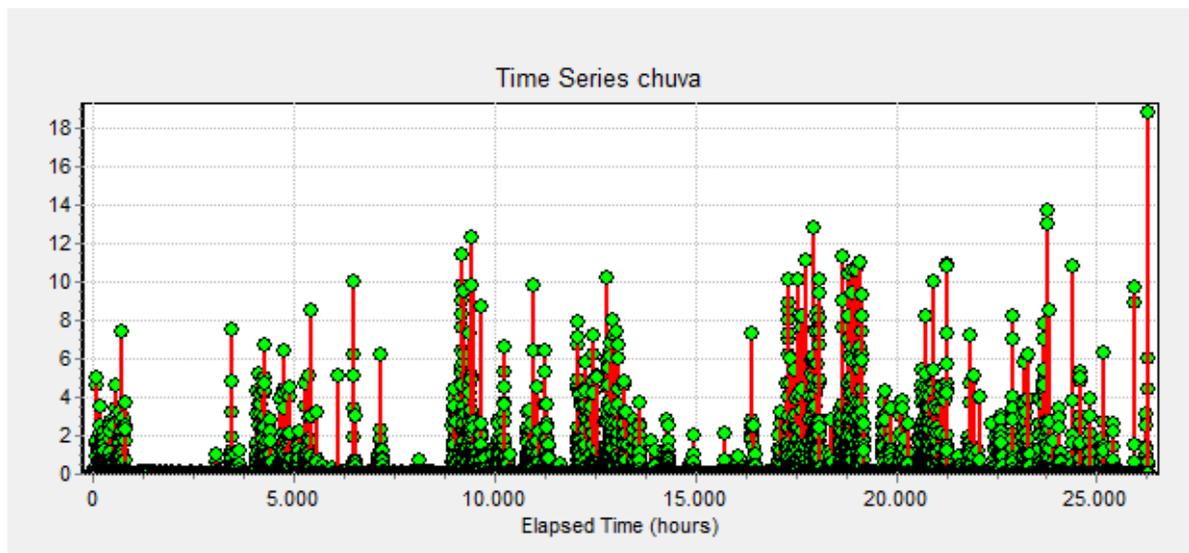
Considerou-se razoável adotar um valor de cota de fundo da bacia de retenção de 2,8 metros, uma vez que a conduta que transporta o escoamento para a bacia se situa a uma cota de 3,8 metros.

Na definição da bacia de retenção no sistema foi considerada a introdução de um orifício de descarga numa cota tal que possibilite a descarga do sistema de armazenamento, sempre que a unidade se apresente em carga ou seja, sempre que o nível de água ultrapasse o nível de água permanente definido (1 metro). Este orifício apresenta-se colocado lateralmente à bacia de retenção, possui geometria circular e coeficiente de descarga de 0,65.

Orifice 6	
Property	Value
Name	6
Inlet Node	su
Outlet Node	64
Description	
Tag	
Type	SIDE
Shape	CIRCULAR
Height	0.14
Width	0
Inlet Offset	1
Discharge Coeff.	0.65
Flap Gate	NO
Time to Open/Close	0

**Figura 22 - Definição e características do orifício.**

Depois de definidas as características de todos os órgãos envolvidos no sistema de drenagem, procedeu-se a uma análise comparativa entre o caudal a montante e a jusante da bacia de retenção. Desta forma, interessa conhecer as características de todo o fenómeno pluviométrico que conduz ao escoamento em estudo, para uma melhor compreensão de todos os fenómenos ocorridos na bacia de retenção.



**Figura 23 - Precipitação no local durante o período de estudo.**

A intensidade da precipitação que ocorre durante os 3 anos hidrológicos do período de estudo revela um carácter muito variável, registando picos de precipitação máximos e mínimos relevantes e que merecem uma atenção mais cuidada.

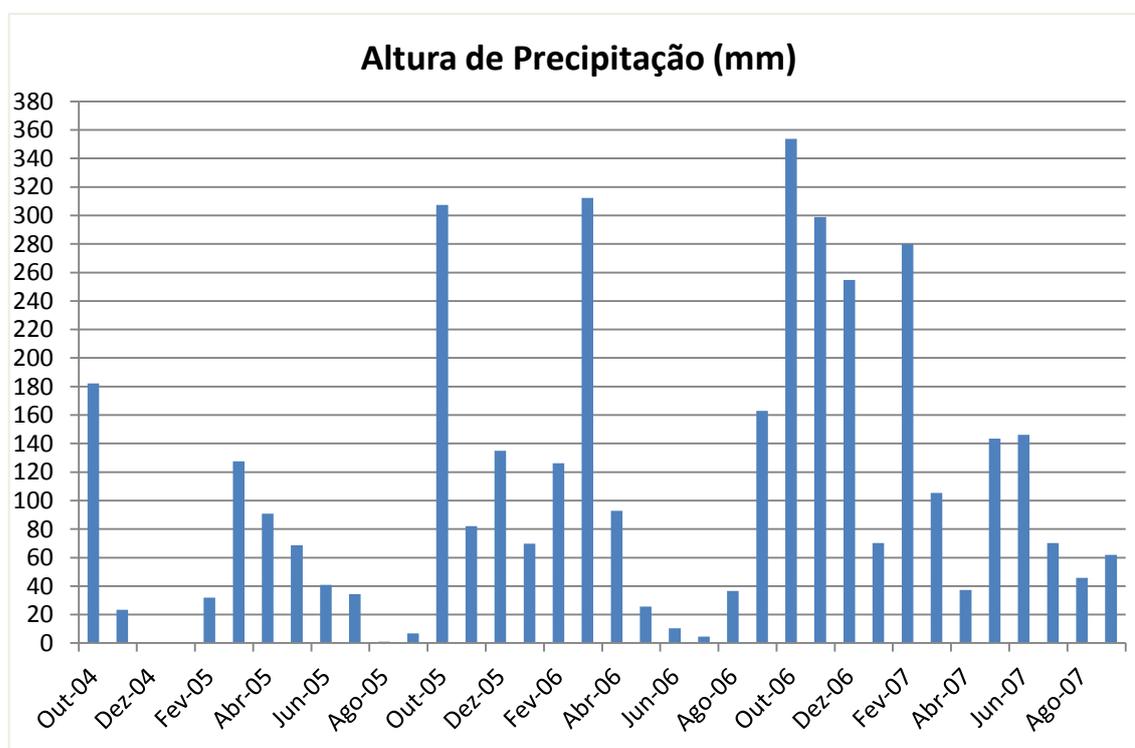
O gráfico da figura 23 representa a intensidade horária de precipitação, bem como o estudo da intensidade mensal permitem verificar a existência de um pico máximo de altura de precipitação no meses de Outubro de 2006 (353,7 mm) e um pico mínimo de intensidade de precipitação nos meses de Dezembro de 2004 (0,6 mm) e Janeiro de 2005 (0,2 mm).

	<b>Iacumulada(mm)</b>	<b>Imin(mm)</b>	<b>Iméd(mm)</b>	<b>Imáx(mm)</b>
<b>Out-04</b>	<b>182,1</b>	<b>0</b>	<b>0,24476</b>	<b>7,4</b>
<b>Nov-04</b>	<b>23,4</b>	<b>0</b>	<b>0,03246</b>	<b>3,7</b>
<b>Dez-04</b>	<b>0,6</b>	<b>0</b>	<b>0,00081</b>	<b>0,1</b>
<b>Jan-05</b>	<b>0,2</b>	<b>0</b>	<b>0,00027</b>	<b>0,1</b>
<b>Fev-05</b>	<b>32</b>	<b>0</b>	<b>0,04755</b>	<b>7,5</b>
<b>Mar-05</b>	<b>127,5</b>	<b>0</b>	<b>0,17114</b>	<b>6,7</b>
<b>Abr-05</b>	<b>90,7</b>	<b>0</b>	<b>0,1258</b>	<b>6,4</b>
<b>Mai-05</b>	<b>68,7</b>	<b>0</b>	<b>0,09222</b>	<b>8,5</b>
<b>Jun-05</b>	<b>40,8</b>	<b>0</b>	<b>0,05659</b>	<b>10</b>
<b>Jul-05</b>	<b>34,4</b>	<b>0</b>	<b>0,04617</b>	<b>6,2</b>
<b>Ago-05</b>	<b>0,9</b>	<b>0</b>	<b>0,00121</b>	<b>0,1</b>
<b>Set-05</b>	<b>6,9</b>	<b>0</b>	<b>0,00957</b>	<b>0,7</b>
<b>Out-05</b>	<b>307,3</b>	<b>0</b>	<b>0,41248</b>	<b>12,3</b>
<b>Nov-05</b>	<b>82</b>	<b>0</b>	<b>0,11373</b>	<b>8,7</b>
<b>Dez-05</b>	<b>135</b>	<b>0</b>	<b>0,18121</b>	<b>9,8</b>
<b>Jan-06</b>	<b>69,8</b>	<b>0</b>	<b>0,09369</b>	<b>6,4</b>
<b>Fev-06</b>	<b>126,2</b>	<b>0</b>	<b>0,18752</b>	<b>7,9</b>
<b>Mar-06</b>	<b>312,3</b>	<b>0</b>	<b>0,4192</b>	<b>10,2</b>
<b>Abr-06</b>	<b>92,8</b>	<b>0</b>	<b>0,12871</b>	<b>4,8</b>
<b>Mai-06</b>	<b>25,6</b>	<b>0</b>	<b>0,03436</b>	<b>2,8</b>
<b>Jun-06</b>	<b>10,3</b>	<b>0</b>	<b>0,01429</b>	<b>2</b>
<b>Jul-06</b>	<b>4,5</b>	<b>0</b>	<b>0,00604</b>	<b>2,1</b>
<b>Ago-06</b>	<b>36,6</b>	<b>0</b>	<b>0,04913</b>	<b>7,3</b>
<b>Set-06</b>	<b>162,9</b>	<b>0</b>	<b>0,22594</b>	<b>10,1</b>
<b>Out-06</b>	<b>353,7</b>	<b>0</b>	<b>0,47477</b>	<b>12,8</b>
<b>Nov-06</b>	<b>298,9</b>	<b>0</b>	<b>0,41456</b>	<b>11,3</b>
<b>Dez-06</b>	<b>254,8</b>	<b>0</b>	<b>0,34201</b>	<b>11</b>
<b>Jan-07</b>	<b>70,3</b>	<b>0</b>	<b>0,09436</b>	<b>4,3</b>
<b>Fev-07</b>	<b>279,9</b>	<b>0</b>	<b>0,4159</b>	<b>10</b>
<b>Mar-07</b>	<b>105,4</b>	<b>0</b>	<b>0,14148</b>	<b>10,9</b>

<b>Abr-07</b>	<b>37,2</b>	<b>0</b>	<b>0,0516</b>	<b>5,1</b>
<b>Mai-07</b>	<b>143,4</b>	<b>0</b>	<b>0,19248</b>	<b>8,2</b>
<b>Jun-07</b>	<b>146,2</b>	<b>0</b>	<b>0,20277</b>	<b>13,7</b>
<b>Jul-07</b>	<b>70,1</b>	<b>0</b>	<b>0,09409</b>	<b>10,8</b>
<b>Ago-07</b>	<b>45,8</b>	<b>0</b>	<b>0,06148</b>	<b>6,3</b>
<b>Set-07</b>	<b>62</b>	<b>0</b>	<b>0,08611</b>	<b>18,8</b>

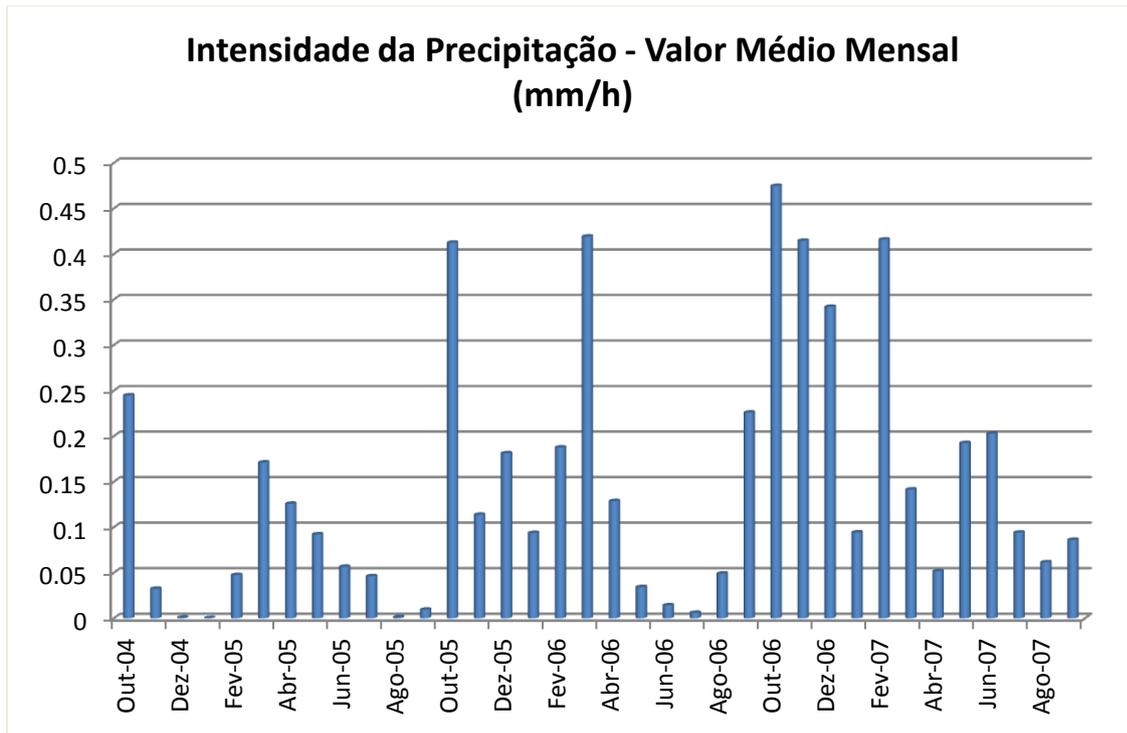
**Tabela 6 - Intensidade Mensal da Precipitação na Bacia Hidrográfica**

Um outro elemento importante na avaliação das condições de escoamento é a altura de água uma vez que fornece uma indicação qualitativa e quantitativa de grande utilidade para determinar a capacidade de encaixe da bacia de retenção e conseqüentemente a contribuição para a regulação de situações limite.



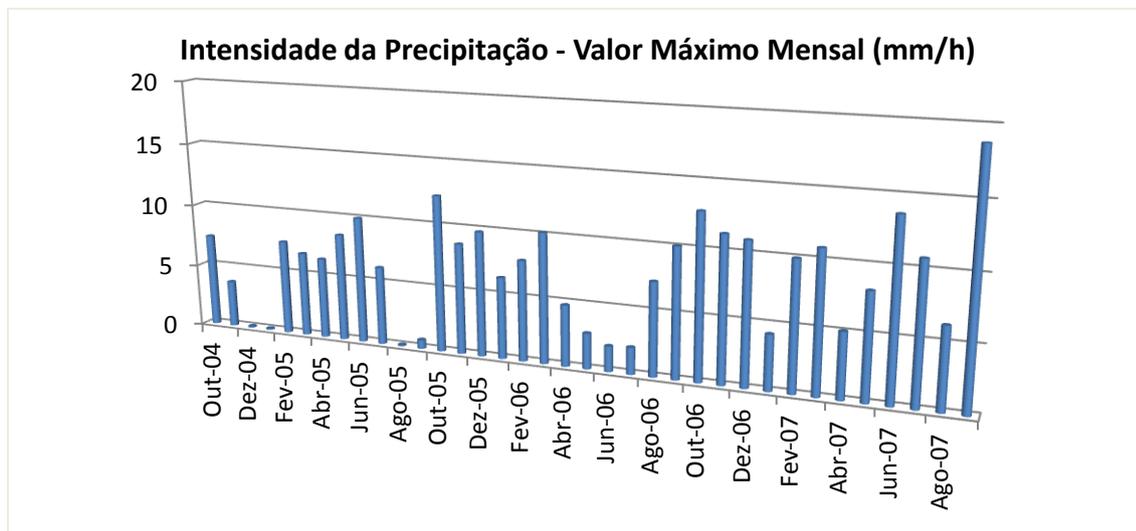
**Figura 24 - Altura da precipitação mensal**

O estudo de situações limite reveste-se de características singulares ao ser condicionada por um conjunto de elementos e condições que podem facilitar ou prejudicar a sua gênese. O regime climático, as características, o grau e tipo de ocupação são os principais fatores a ter em conta no processo de drenagem. Do conjunto de variáveis climáticas, aquela que mais interessa aos processos de escoamento é a precipitação.



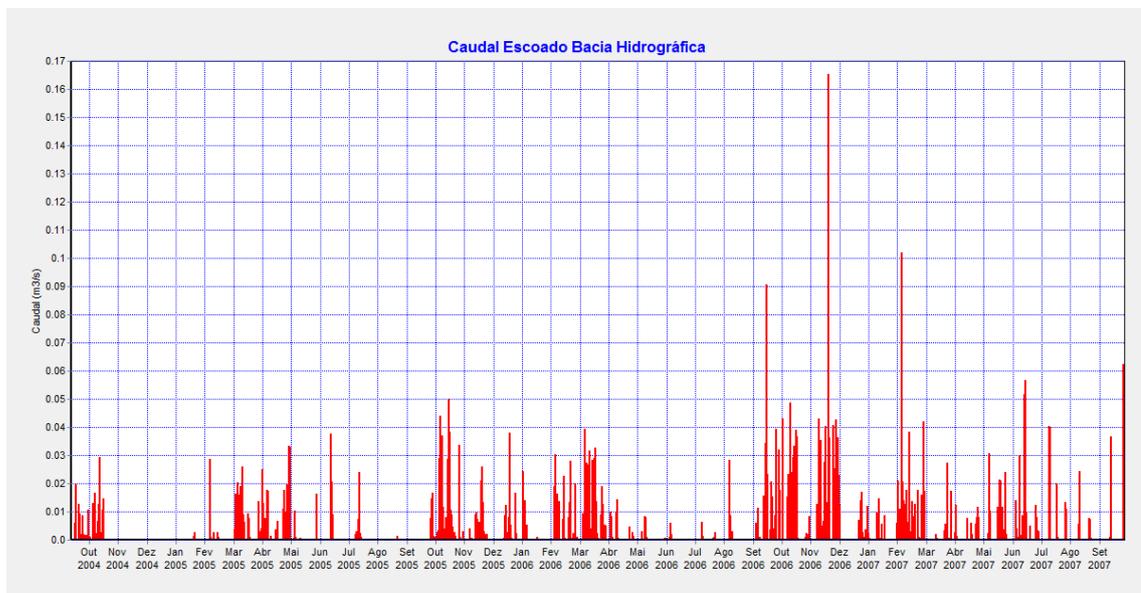
**Figura 25 - Valor médio mensal da intensidade de precipitação.**

A intensidade média mensal constitui apenas um reflexo da verdadeira intensidade máxima atingida no momento mais intenso de precipitação (o pico de precipitação que é registado sob a designação de intensidade máxima instantânea mensal).



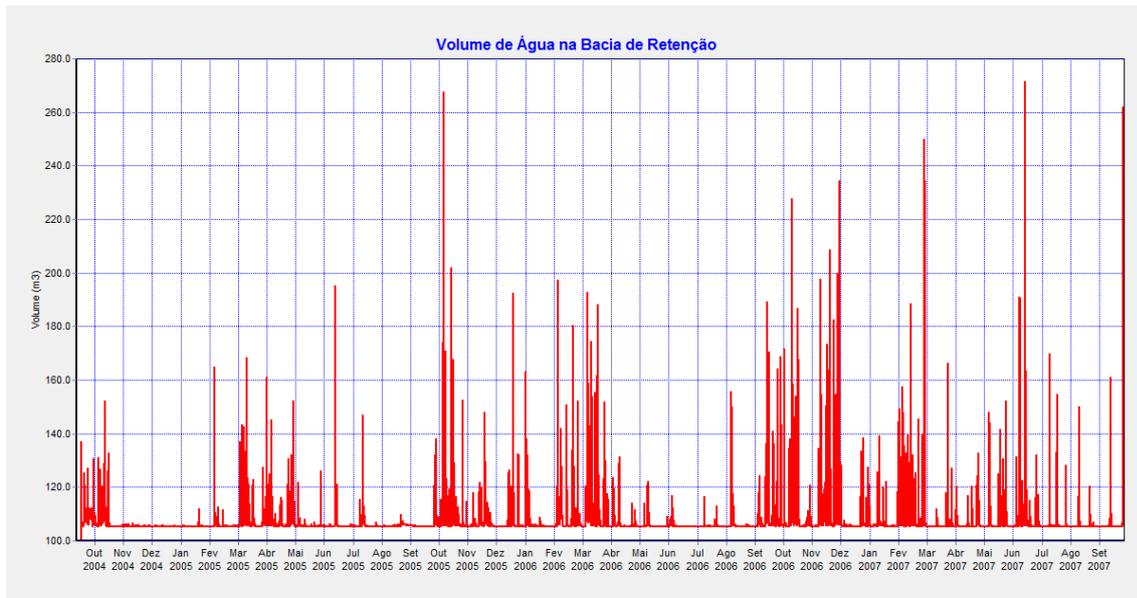
**Figura 26 - Valor máximo mensal da intensidade de precipitação.**

Os dados pluviométricos obtidos através das medições reais realizadas pelo SNIRH permitem verificar as limitações impostas pelo método preconizado no decreto-lei 25/95 de 23 de Agosto. À data da elaboração deste decreto, há já 17 anos, muito pouco era ainda conhecido e medido em termos de registos pluviométricos pelo que os dados hoje disponibilizados pelo SNIRH conferem um grau de fiabilidade muito mais elevado a qualquer estudo e permitem ainda colmatar as lacunas advindas das alterações climáticas ocorridas nos últimos 17 anos. Por outro lado, um conhecimento mais concreto das características pluviométricas de determinado local conduzem a dimensionamentos dos diversos órgãos e sistemas mais fiáveis evitando o sobredimensionamento e conseqüente desperdício de recursos ou o subdimensionamento e conseqüente ocorrência de prejuízos.



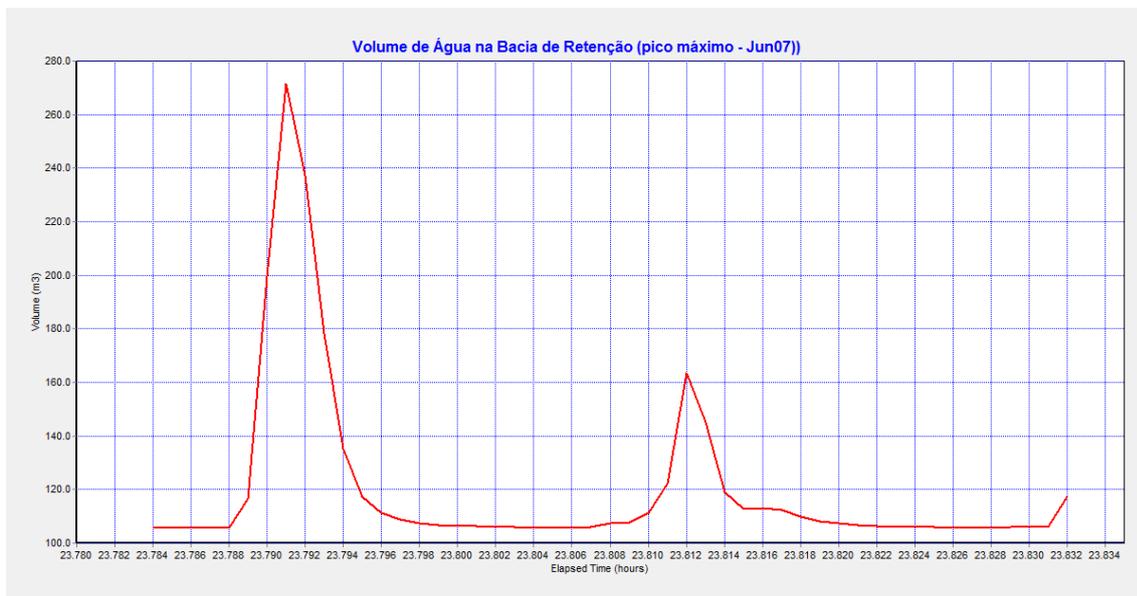
**Figura 27 - Caudal escoado na bacia hidrográfica ao longo do mês.**

O gráfico da figura 27 traduz os valores do caudal que resulta do escoamento da precipitação ocorrida na bacia hidrográfica e revela a existência de picos máximos em que o caudal escoado atinge valores consideravelmente elevados. O pico de caudal acumulado mensal ocorrido nos meses de Outubro de 2006 e Novembro de 2006 em que os caudais atingem respetivamente  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $1,13 \text{ m}^3/\text{s}$  constituem valores anormalmente altos e que, no caso de não estarem previstos, poderiam provocar situações de cheias, o que em meio urbano constitui sempre um grave problema. Para compreender o comportamento hidrológico de uma cheia é necessário conhecer as variações sazonais no decorrer do ano hidrológico, que são claramente exprimidas pelas variações dos caudais ao longo dos meses.



**Figura 28 - Volume de água que aflui à bacia de retenção.**

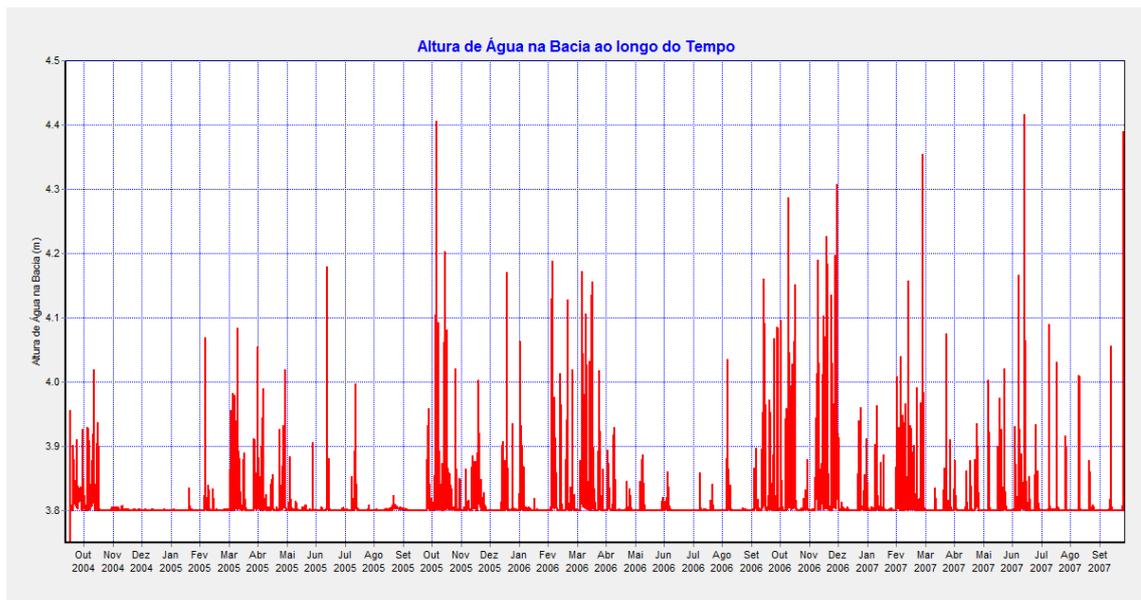
O gráfico da figura 28 traduz a variação horária mensal do volume de água na bacia de retenção. Verifica-se que o volume atinge o seu valor máximo de 271,63 m<sup>3</sup> no mês de Junho de 2007 sendo que, no período imediatamente anterior à ocorrência deste pico máximo, o volume de água na bacia de retenção foi, grosso-modo, apenas o volume de água permanente inicialmente definido.



**Figura 29 - Pico máximo de volume de água na bacia de retenção**

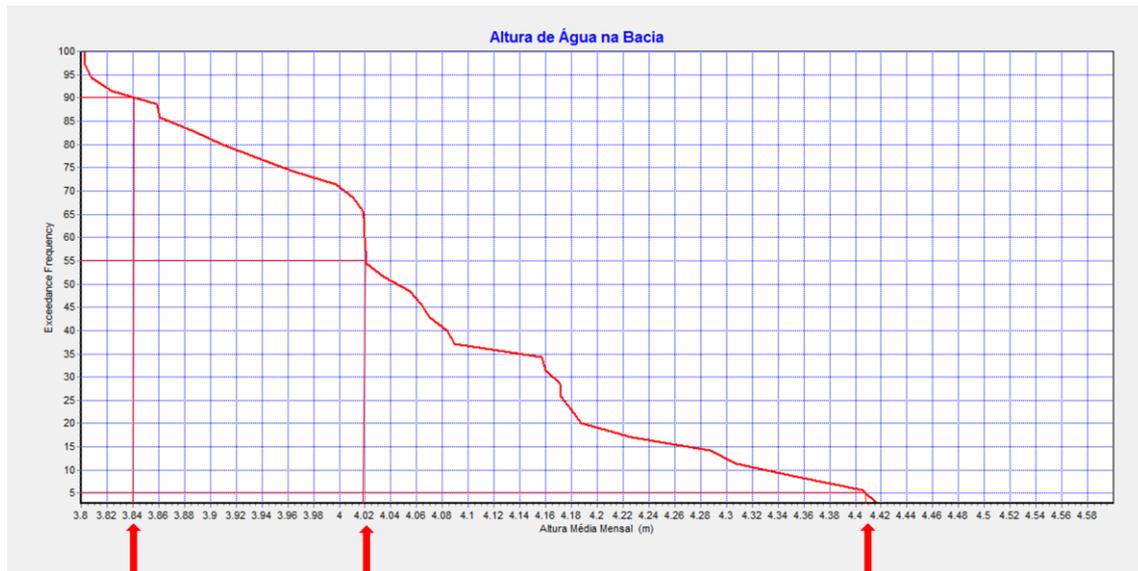
Importa realçar que o volume de água na bacia de retenção nunca é inferior a 105,37 m<sup>3</sup>, valor inicialmente calculado de WQCV, garantindo-se desta forma a premissa inicialmente imposta de se garantir um volume mínimo permanente de água na bacia de retenção.

Neste gráfico é possível analisar que o valor do hidrograma de cheia teve uma duração inferior a 8 horas e um tempo de pico anterior de 1 hora, facto que permite admitir que o pico de cheia ocorre em tempo de concentração acelerada enquanto a descida se processa através de uma curva de enfraquecimento bastante rápida.



**Figura 30 - Altura de água na bacia de retenção ao longo do tempo.**

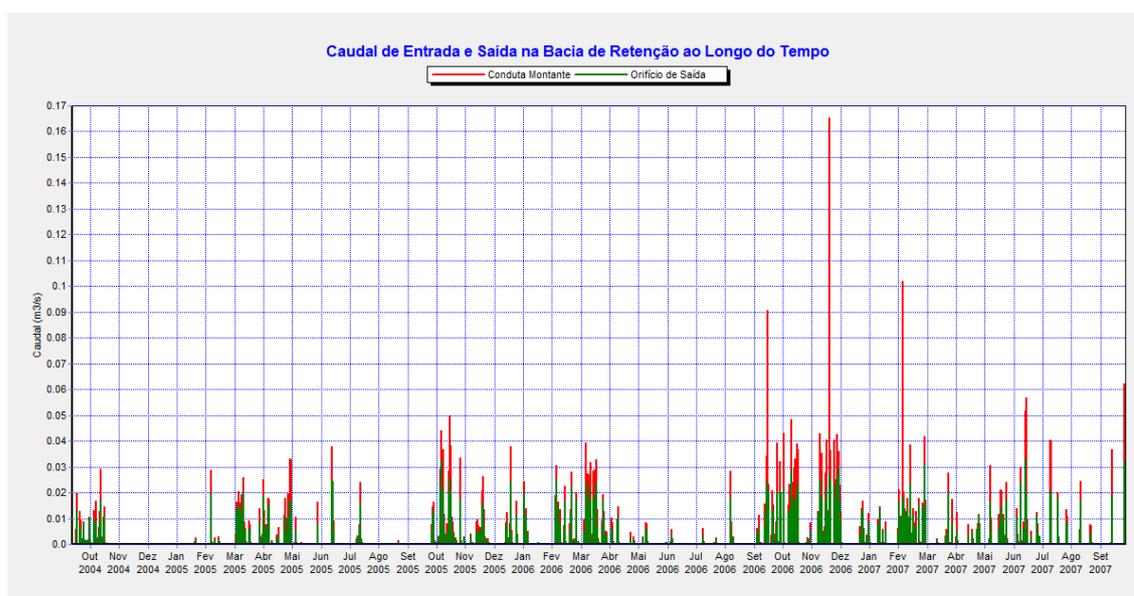
O gráfico da figura 30 traduz a variação da altura de água na bacia de retenção ao longo do tempo e mostra que a altura mínima permanente é de 3,8 metros. Isto explica-se pelo facto de a cota definida para a base da bacia de retenção ser de 2,8 metros, sendo ainda adicionada a altura de 1 metro de nível de água permanente inicialmente definido.



**Figura 31 - Frequência de excedência da altura da água na bacia de retenção.**

A análise estatística detalhada do comportamento da altura de água na bacia de retenção ao longo do tempo é importante uma vez que permite saber se a carga hidráulica não ultrapassa o nível de 1 metro definido no dimensionamento do orifício de saída, além de 1 metro de nível de água permanente na bacia. Assim sendo, o gráfico da figura anterior apresenta a frequência de excedência desta cota e permite conhecer a frequência com que são excedidas diversas alturas de água na bacia, para o diâmetro de orifício de descarga proposto.

Após a análise gráfica conclui-se que em apenas 5% dos casos a altura de água na bacia de retenção excede os 4,41 metros, em 55% dos casos a altura de água na bacia de retenção excede os 4,02 metros e em 90% dos casos a altura de água na bacia de retenção excede os 3,84 metros. Pelo facto de a altura máxima nunca ser excedida e ficar até um pouco longe do limite inicialmente definido, poderá ser equacionada a redução do diâmetro do orifício de saída inicialmente dimensionado ou até uma redução nas dimensões da bacia de retenção.



**Figura 32 - Caudal de entrada e saída da bacia de retenção ao longo do tempo.**

O gráfico da figura 32 permite verificar a diferença entre o caudal que aflui à bacia de retenção e o caudal efluente da mesma para um orifício de saída com o diâmetro proposto. É possível observar que o caudal de saída é significativamente menor do que o de entrada, tal como era esperado. Esta diferença é mais notória em situações de pico máximo de caudal, sendo que a bacia de retenção permite o amortecimento e redução desses picos de caudal escoado.

Os aguaceiros concentrados e violentos que ocorrem no princípio do Outono provocam um aumento pouco significativo do caudal. Nessa altura do ano, os terrenos ressequidos por uma estiagem prolongada absorvem grande parte da precipitação, retardando os efeitos sobre o escoamento. Nos meses de inverno, a ocorrência de períodos de aguaceiros intensos aumentam a frequência e a intensidade dos quantitativos pluviométricos. Assim sendo, parece existir uma associação entre a ocorrência de forte intensidade de precipitação e a formação de caudais mais elevados, mais notórios durante o inverno e no início da primavera do que no Outono, visto que nesta época são registados os principais picos de cheia.

	<b>Qin(m3/s)</b>	<b>Qout(m3/s)</b>	<b>%Redução</b>
<b>Out-04</b>	<b>0,42</b>	<b>0,30</b>	<b>28,57</b>
<b>Nov-04</b>	<b>0,07</b>	<b>0,06</b>	<b>14,29</b>
<b>Dez-04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Jan-05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Fev-05</b>	<b>0,07</b>	<b>0,08</b>	<b>-14,29</b>

<b>Mar-05</b>	<b>0,40</b>	<b>0,33</b>	<b>17,50</b>
<b>Abr-05</b>	<b>0,27</b>	<b>0,20</b>	<b>25,93</b>
<b>Mai-05</b>	<b>0,14</b>	<b>0,12</b>	<b>14,29</b>
<b>Jun-05</b>	<b>0,14</b>	<b>0,13</b>	<b>7,14</b>
<b>Jul-05</b>	<b>0,06</b>	<b>0,05</b>	<b>16,67</b>
<b>Ago-05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Set-05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Out-05</b>	<b>1,08</b>	<b>0,98</b>	<b>9,26</b>
<b>Nov-05</b>	<b>0,13</b>	<b>0,09</b>	<b>30,77</b>
<b>Dez-05</b>	<b>0,36</b>	<b>0,31</b>	<b>13,89</b>
<b>Jan-06</b>	<b>0,18</b>	<b>0,12</b>	<b>33,33</b>
<b>Fev-06</b>	<b>0,42</b>	<b>0,34</b>	<b>19,05</b>
<b>Mar-06</b>	<b>1,04</b>	<b>0,89</b>	<b>14,42</b>
<b>Abr-06</b>	<b>0,27</b>	<b>0,21</b>	<b>22,22</b>
<b>Mai-06</b>	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	<b>33,33</b>
<b>Jun-06</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>100,00</b>
<b>Jul-06</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>100,00</b>
<b>Ago-06</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>27,27</b>
<b>Set-06</b>	<b>0,69</b>	<b>0,48</b>	<b>30,43</b>
<b>Out-06</b>	<b>1,28</b>	<b>1,17</b>	<b>8,59</b>
<b>Nov-06</b>	<b>1,13</b>	<b>0,97</b>	<b>14,16</b>
<b>Dez-06</b>	<b>0,84</b>	<b>0,77</b>	<b>8,33</b>
<b>Jan-07</b>	<b>0,17</b>	<b>0,12</b>	<b>29,41</b>
<b>Fev-07</b>	<b>1,05</b>	<b>0,81</b>	<b>22,86</b>
<b>Mar-07</b>	<b>0,34</b>	<b>0,31</b>	<b>8,82</b>
<b>Abr-07</b>	<b>0,06</b>	<b>0,03</b>	<b>50,00</b>
<b>Mai-07</b>	<b>0,44</b>	<b>0,38</b>	<b>13,64</b>
<b>Jun-07</b>	<b>0,55</b>	<b>0,39</b>	<b>29,09</b>
<b>Jul-07</b>	<b>0,22</b>	<b>0,22</b>	<b>0,00</b>
<b>Ago-07</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>27,27</b>
<b>Set-07</b>	<b>0,24</b>	<b>0,22</b>	<b>8,33</b>
<b>Total</b>	<b>12,33</b>	<b>10,26</b>	<b>16,79</b>

Tabela 7 - Percentagem de redução entre caudal de entrada e caudal de saída

Como se pode verificar, nos períodos de pico de caudal afluente como sejam Outubro e Novembro de 2006, a percentagem de redução de caudal verificada na bacia é de, respetivamente 8,59% e 14,16%, permitindo ainda que a descarga seja efetuada em período posterior ao momento da ocorrência do pico de caudal afluente. Estas percentagens de redução de caudal, neste período de pico de precipitação são relativamente reduzidas, o que poderá ser explicado pelo facto de estes serem meses de precipitação intensa, conduzindo a bacia de retenção a atingir o limite de armazenamento, não tendo capacidade de promover uma maior redução de caudal. Disto é prova a capacidade de redução que a bacia de retenção proporciona nos meses de Junho e Julho de 2006, meses em que a capacidade de redução de caudal se cifra nos 100%. Essa capacidade de redução é explicada pelo facto de esses meses serem meses de reduzida precipitação, sendo que a bacia estará praticamente no seu nível de água residual, logo com uma capacidade de armazenamento de caudal muito superior. Importa ainda salientar que na totalidade dos 3 anos hidrológicos do período de estudo, a bacia de retenção permite uma redução média de caudal (entrada-saída) na ordem dos 17%.

## 6.7. REMOÇÃO DE POLUENTES

O software SWMM permite simular processos de remoção e retenção de poluentes em unidades de armazenamento, como sejam as bacias de retenção, através da introdução de funções, reduzindo desta forma a concentração de poluentes que incorporam o escoamento.

Estas expressões, encontradas na literatura, são propostas por diferentes investigadores e têm por função promover a remoção de SST e remoção de CBO, poluentes alvo deste estudo.

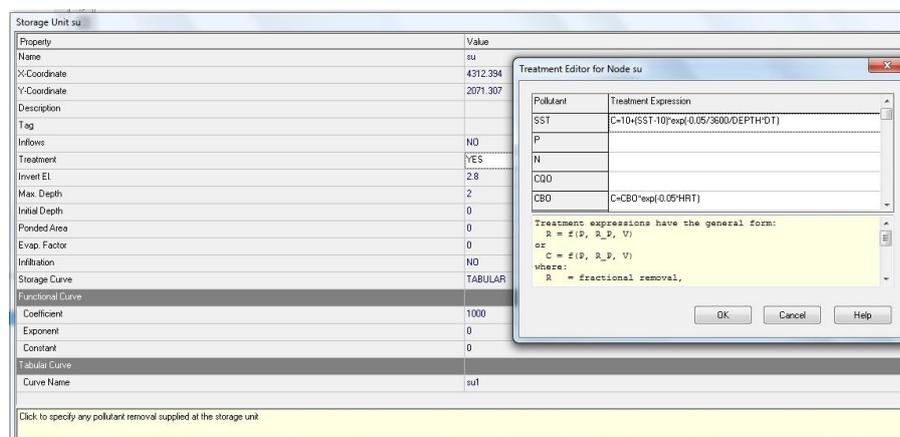


Figura 33 - Editor de tratamento da bacia de retenção no programa SWMM.

Na figura 33 são exibidas as expressões que permitem simular o tratamento dos poluentes SST e CBO ao nível da bacia de retenção, poluentes esses que resultam das cargas e concentrações iniciais de poluentes incorporados nos fenómenos de precipitação ocorridos no sistema.

### 6.7.1. Remoção de SST

A remoção de SST no escoamento é dada por uma função exponencial de decaimento empírico que tem por objetivo representar a ocorrência, no interior da bacia, do fenómeno de sedimentação gravitacional. Em determinado intervalo de tempo  $t$ , com duração de tempo de drenagem pretendido e concentração homogénea, a fração de partículas com velocidade de sedimentação  $u_i$  que deverá ser removida é dada por  $u_i t/d$ , em que  $d$  representa a profundidade de água. Tendo como base que essa seja a velocidade de sedimentação de todas as partículas, a equação para a alteração da concentração de SST ( $C$ ), no espaço de tempo ( $t$ ) é dada por:

$$\Delta c = C_t \times \sum_i f_i u_i \times (\Delta t / d) \quad \text{Eq.38}$$

Em que:

$C_t$  → Concentração total SST em determinado momento  $t$  (mg/L)

$f_i$  → Fração de partículas com velocidade de sedimentação  $u_i$

$$\sum_i f_i u_i \Leftrightarrow \frac{dC_t}{dt} = -\frac{k}{d} C_t \quad \text{Eq.39}$$

Tal correspondência resulta do facto de não ser conhecido  $\sum_i f_i u_i$ , substituindo-se por um parâmetro  $k$  que representa a velocidade de sedimentação das partículas que integram os sólidos suspensos totais na solução. Promovendo a integração da equação anterior entre o intervalo de tempo  $t$  e  $t+\Delta t$ , parte-se do princípio de que existe uma quantidade residual SST ( $C^*$ ) não sedimentável.

$$C_{t+\Delta t} = C^* + (C_t - C^*) \times e^{-\left(\frac{k}{d}\right)\Delta t} \quad \text{Eq.40}$$

Em que:

$k$  → Representa a redução de 50% na concentração de SST num período de 12 horas.

$$k = d \times \ln(0,5) / 12 \quad \text{Eq.41}$$

$d$  → Representa a profundidade média da bacia ao longo do tempo e é assumido um valor de concentração residual na bacia de 10 mg/L.

$$C = 10 + (SST - 10) \times EXP(-0,05 / 3600 / DEPTH \times DT) \quad \text{Eq.42}$$

Em que:

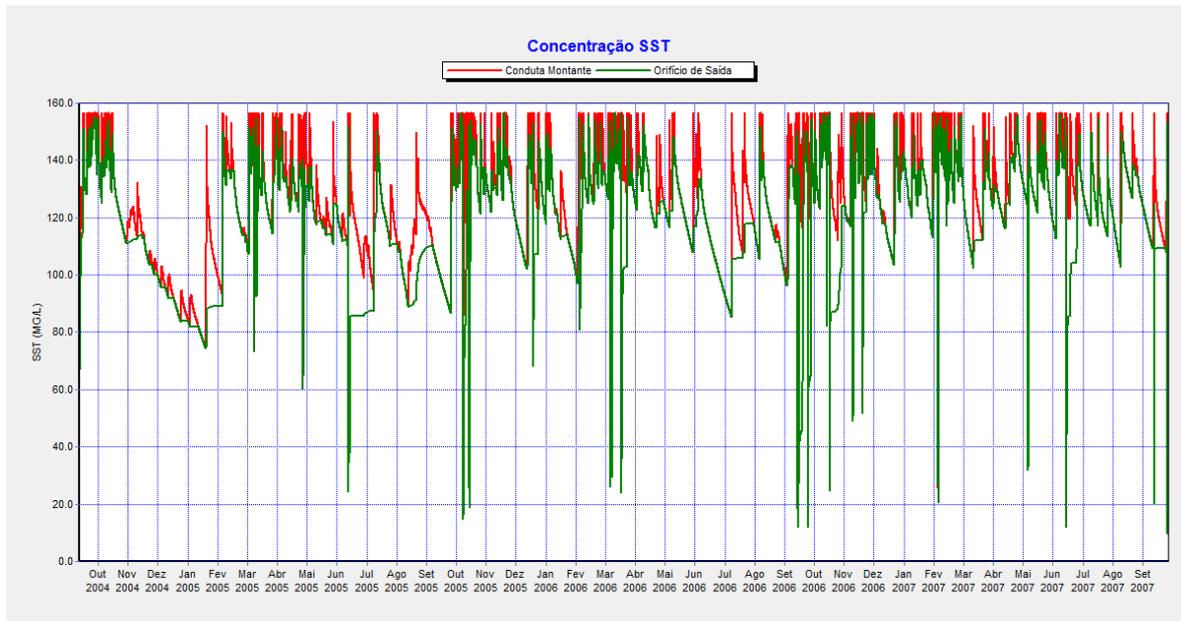
$C$  → Concentração do poluente (mg/L)

$DEPTH$  → Lâmina de água na bacia acima da base (Water depth above node invert)

$DT$  → Intervalo de tempo do cálculo do transporte

Uma vez conhecida a equação que simula o processo de tratamento e remoção do poluente SST, foi possível conhecer e comparar as suas concentrações na conduta montante e no orifício de saída da bacia de retenção.

Assim sendo, foi efetuada uma análise gráfica comparativa entre a concentração de SST em período de precipitação intensa e período de precipitação reduzida.



**Figura 34 - Concentração de SST a montante e a jusante da bacia de retenção durante o período de estudo.**

Como se pode verificar através da análise do gráfico da figura 34, a concentração de SST no orifício de saída da bacia de retenção é inferior à concentração dos mesmos na conduta montante.

	<b>C.in(mg/l)</b>	<b>C.out(mg/l)</b>	<b>%Redução SST</b>
<b>Out-04</b>	<b>104,35</b>	<b>100,61</b>	<b>3,58</b>
<b>Nov-04</b>	<b>88,76</b>	<b>85,84</b>	<b>3,28</b>
<b>Dez-04</b>	<b>77,03</b>	<b>75,53</b>	<b>1,95</b>
<b>Jan-05</b>	<b>65,07</b>	<b>62,93</b>	<b>3,28</b>
<b>Fev-05</b>	<b>74,90</b>	<b>65,92</b>	<b>11,99</b>
<b>Mar-05</b>	<b>97,03</b>	<b>93,79</b>	<b>3,34</b>
<b>Abr-05</b>	<b>96,42</b>	<b>94,19</b>	<b>2,31</b>
<b>Mai-05</b>	<b>98,98</b>	<b>93,49</b>	<b>5,55</b>
<b>Jun-05</b>	<b>86,84</b>	<b>80,05</b>	<b>7,82</b>
<b>Jul-05</b>	<b>88,29</b>	<b>72,24</b>	<b>18,18</b>
<b>Ago-05</b>	<b>82,58</b>	<b>79,42</b>	<b>3,83</b>
<b>Set-05</b>	<b>83,36</b>	<b>74,72</b>	<b>10,37</b>
<b>Out-05</b>	<b>93,67</b>	<b>84,36</b>	<b>9,94</b>
<b>Nov-05</b>	<b>98,82</b>	<b>96,75</b>	<b>2,09</b>
<b>Dez-05</b>	<b>95,52</b>	<b>92,50</b>	<b>3,16</b>

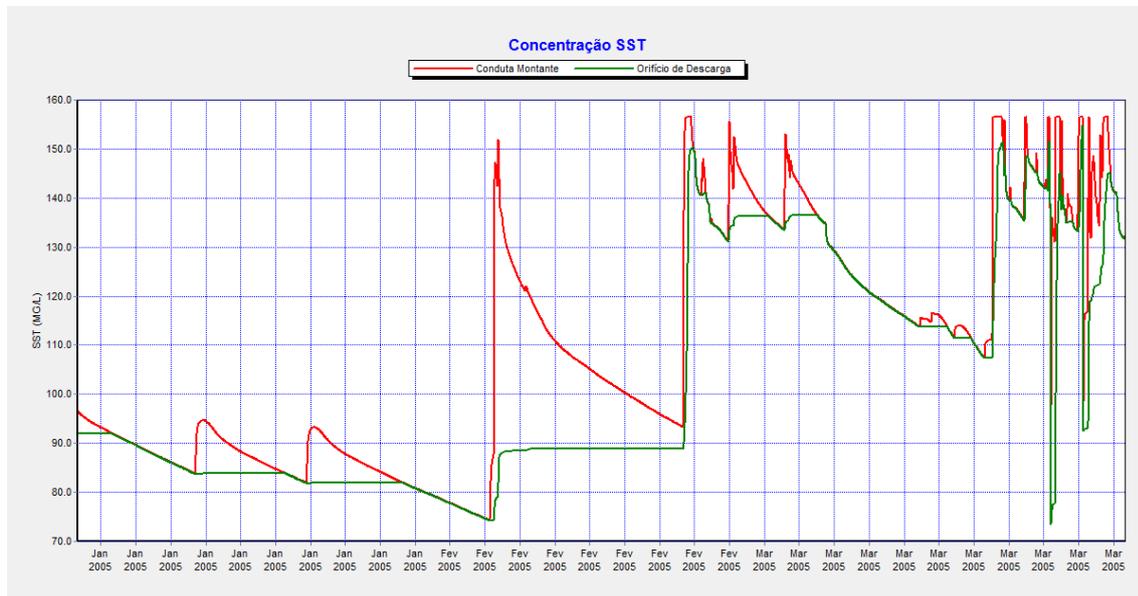
<b>Jan-06</b>	<b>96,65</b>	<b>91,77</b>	<b>5,06</b>
<b>Fev-06</b>	<b>83,08</b>	<b>79,30</b>	<b>4,55</b>
<b>Mar-06</b>	<b>105,39</b>	<b>96,29</b>	<b>8,63</b>
<b>Abr-06</b>	<b>98,09</b>	<b>93,35</b>	<b>4,83</b>
<b>Mai-06</b>	<b>96,24</b>	<b>93,64</b>	<b>2,70</b>
<b>Jun-06</b>	<b>88,19</b>	<b>85,03</b>	<b>3,58</b>
<b>Jul-06</b>	<b>80,47</b>	<b>74,46</b>	<b>7,47</b>
<b>Ago-06</b>	<b>92,89</b>	<b>89,72</b>	<b>3,41</b>
<b>Set-06</b>	<b>89,68</b>	<b>75,96</b>	<b>15,29</b>
<b>Out-06</b>	<b>102,96</b>	<b>89,19</b>	<b>13,36</b>
<b>Nov-06</b>	<b>96,88</b>	<b>86,96</b>	<b>10,24</b>
<b>Dez-06</b>	<b>96,43</b>	<b>94,14</b>	<b>2,37</b>
<b>Jan-07</b>	<b>101,14</b>	<b>99,07</b>	<b>2,04</b>
<b>Fev-07</b>	<b>93,16</b>	<b>89,92</b>	<b>3,48</b>
<b>Mar-07</b>	<b>94,42</b>	<b>90,95</b>	<b>3,67</b>
<b>Abr-07</b>	<b>95,17</b>	<b>93,01</b>	<b>2,27</b>
<b>Mai-07</b>	<b>101,48</b>	<b>99,76</b>	<b>1,69</b>
<b>Jun-07</b>	<b>95,75</b>	<b>84,62</b>	<b>11,62</b>
<b>Jul-07</b>	<b>95,65</b>	<b>94,75</b>	<b>0,93</b>
<b>Ago-07</b>	<b>96,83</b>	<b>95,21</b>	<b>1,68</b>
<b>Set-07</b>	<b>85,96</b>	<b>81,52</b>	<b>5,17</b>
<b>Total</b>	<b>3318,19</b>	<b>3131,03</b>	<b>5,64</b>

**Tabela 8 - Percentagem de redução da concentração de SST**

A concentração de SST que chega à bacia de retenção atinge por diversas vezes concentrações na ordem dos 160 mg/l.

A concentração de SST no início do período de cheia assume valores bastante elevados apresentando picos que podem estar relacionados com a carga proveniente da escorrência urbana, verificando-se posteriormente uma redução do valor da sua concentração, comparativamente com o acréscimo da vazão. Assim sendo, pode estimar-se que a carga inicial de poluente está intrinsecamente relacionada com as condições pluviométricas antecedentes, nomeadamente a intensidade de precipitação e a carga disponível para transporte, apresentando grande variação nos diversos eventos.

Importa referir que este processo de tratamento para remoção de SST se revela relativamente eficaz na medida em permite que o volume de água que eflui da bacia de retenção seja menos poluído do que o afluente.



**Figura 35 - Concentração de SST a montante e a jusante da bacia de retenção (Jan05-Mar05)**

A partir da análise do gráfico da figura 35 verifica-se que logo depois de um período seco alargado (Dez04 e Jan05), um aumento da precipitação conduz a um volume de escorrência efluente com elevada carga poluente ou seja, passa-se de uma concentração de SST de cerca de 75 mg/l em período seco para uma concentração de cerca de 150 mg/l em período molhado em apenas 8 horas. Através da análise dos gráficos da concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) na conduta montante da bacia e no orifício de saída podemos concluir que o tratamento e redução deste poluente promovido pela bacia de retenção cumpre a sua função. Verifica-se que a concentração de SST que afluí à bacia diminui quando comparada com a concentração no orifício de saída, sempre que o caudal é elevado. Nos períodos em que o caudal é mais reduzido e o tempo de retenção no interior da bacia é mais elevado, a concentração de SST à saída do orifício assume valores mais reduzidos. Logo podemos concluir que, para que a bacia de retenção cumpra mais eficazmente a sua função de tratamento e remoção de SST, é necessário que o caudal que entra permaneça algum tempo em "repouso" antes de sair da mesma.

### 6.7.2. Remoção de CBO

A remoção da poluição causada pela carência bioquímica de oxigênio (CBO), constitui um processo análogo ao anterior para remoção do poluente SST. A equação que permite simular no software SWMM a remoção de CBO foi também retirada da literatura e pode escrever-se da seguinte forma:

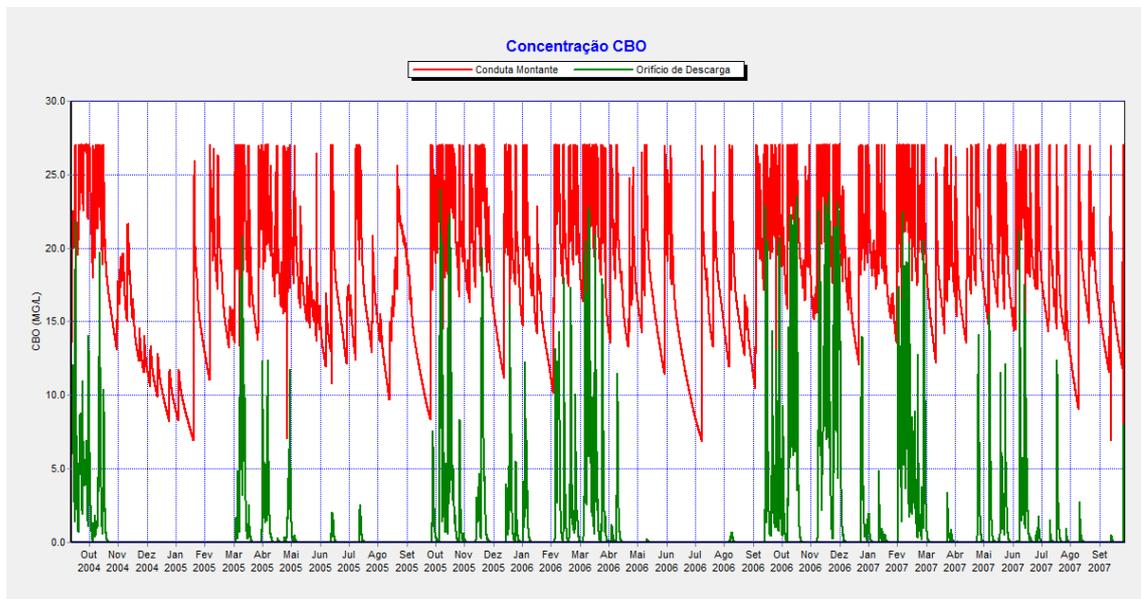
$$C = CBO \times EXP(-0,05 \times HRT) \quad \text{Eq.43}$$

Em que:

$C$  → Concentração do poluente (mg/L)

$HRT$  → Tempo de residência hidráulica (Hydraulic Time Residence)

Depois de introduzida a equação no editor de tratamento da bacia de retenção, no programa informático, foi possível efetuar-se uma análise gráfica comparativa entre a concentração de CBO na conduta montante e orifício de saída da mesma, tanto em períodos de elevada precipitação como de precipitação reduzida.



**Figura 36 - Concentração de CBO a montante e a jusante da bacia de retenção durante o período de estudo.**

No gráfico da figura 36 está representada a concentração de CBO na conduta montante da bacia de retenção e aquela que flui através do orifício de saída, depois efetuado o respetivo tratamento no interior da bacia de retenção.

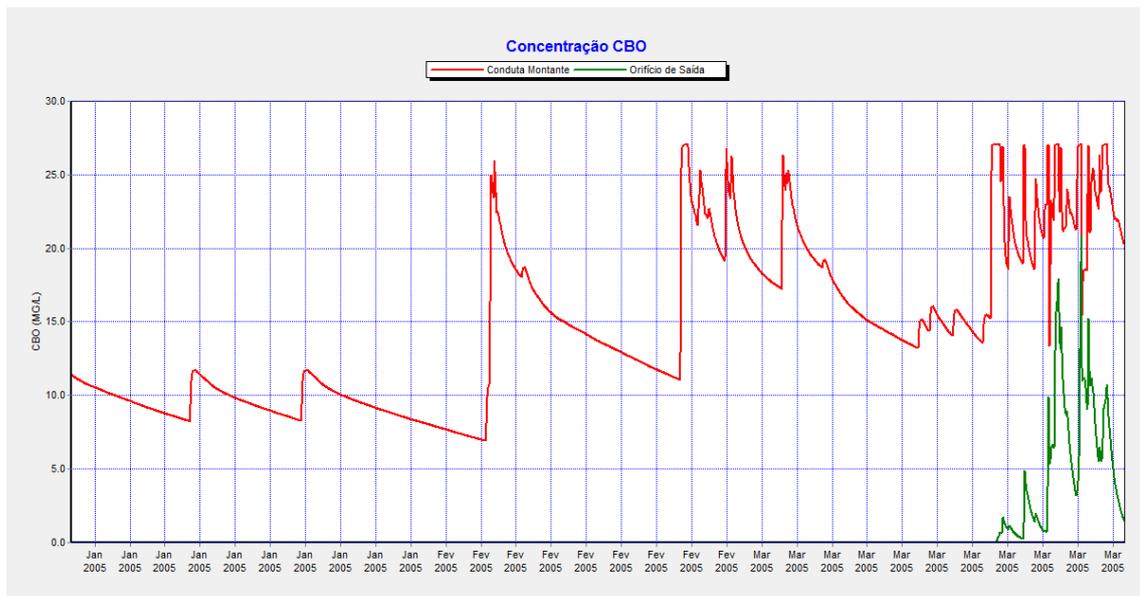
A partir da análise do gráfico da figura 36 verifica-se que a concentração de CBO no orifício de saída da bacia de retenção é muito menor do que a concentração de CBO que aflui à bacia de retenção.

	C.in(mg/l)	C.out(mg/l)	% Redução CBO
Out-04	<b>17,46</b>	<b>3,71</b>	<b>78,76</b>
Nov-04	<b>12,74</b>	<b>0,40</b>	<b>96,83</b>
Dez-04	<b>9,55</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Jan-05	<b>7,14</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Fev-05	<b>10,40</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Mar-05	<b>14,00</b>	<b>1,41</b>	<b>89,94</b>
Abr-05	<b>14,47</b>	<b>0,98</b>	<b>93,21</b>
Mai-05	<b>14,71</b>	<b>0,51</b>	<b>96,55</b>
Jun-05	<b>11,37</b>	<b>0,07</b>	<b>99,41</b>
Jul-05	<b>12,81</b>	<b>0,11</b>	<b>99,11</b>
Ago-05	<b>10,78</b>	<b>0,01</b>	<b>99,99</b>
Set-05	<b>12,42</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Out-05	<b>14,04</b>	<b>2,94</b>	<b>79,05</b>
Nov-05	<b>15,32</b>	<b>0,77</b>	<b>94,99</b>
Dez-05	<b>13,94</b>	<b>1,39</b>	<b>90,01</b>
Jan-06	<b>14,34</b>	<b>0,93</b>	<b>93,49</b>
Fev-06	<b>11,83</b>	<b>1,58</b>	<b>86,66</b>
Mar-06	<b>16,83</b>	<b>3,68</b>	<b>78,11</b>
Abr-06	<b>14,02</b>	<b>1,06</b>	<b>92,42</b>
Mai-06	<b>13,27</b>	<b>0,007</b>	<b>99,95</b>
Jun-06	<b>11,65</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Jul-06	<b>9,47</b>	<b>0,00</b>	<b>100</b>
Ago-06	<b>12,57</b>	<b>0,04</b>	<b>99,71</b>
Set-06	<b>13,19</b>	<b>1,07</b>	<b>91,85</b>
Out-06	<b>16,52</b>	<b>4,56</b>	<b>72,37</b>
Nov-06	<b>15,29</b>	<b>3,52</b>	<b>76,95</b>
Dez-06	<b>14,45</b>	<b>3,11</b>	<b>78,51</b>

Jan-07	<b>15,09</b>	<b>0,59</b>	<b>96,05</b>
Fev-07	<b>14,43</b>	<b>3,94</b>	<b>72,69</b>
Mar-07	<b>13,58</b>	<b>0,91</b>	<b>93,28</b>
Abr-07	<b>13,39</b>	<b>0,05</b>	<b>99,63</b>
Mai-07	<b>14,81</b>	<b>1,62</b>	<b>89,06</b>
Jun-07	<b>14,34</b>	<b>1,32</b>	<b>90,80</b>
Jul-07	<b>13,20</b>	<b>0,35</b>	<b>97,35</b>
Ago-07	<b>12,15</b>	<b>0,09</b>	<b>99,29</b>
Set-07	<b>10,80</b>	<b>0,04</b>	<b>99,66</b>
<b>Total</b>	<b>476,42</b>	<b>40,77</b>	<b>91,44</b>

**Tabela 9 - Percentagem de redução da concentração de CBO**

A concentração de CBO máxima que aflui à bacia de retenção atinge por diversas vezes cerca de 26 mg/l. Importa referir que este processo de tratamento para remoção de CBO se revela muito eficaz na medida em que permite uma redução média deste poluente na ordem dos 90%.



**Figura 37 - Concentração de CBO a montante e a jusante da bacia de retenção (Jan05-Mar05)**

Através da análise do gráfico da figura 37 verifica-se que apenas depois de intenso período de escorrências com elevada poluição, a concentração de CBO que eflui começa de forma lenta e gradual a aumentar.

Conclui-se que um aumento do caudal que afluí à bacia de retenção condiciona negativamente a eficácia do processo de tratamento para remoção de CBO. Ainda assim verifica-se que este processo de tratamento é eficaz uma vez que permite reduzir de forma substancial a concentração deste poluente.

Comparando este com o processo de tratamento anteriormente estudado, conclui-se que a remoção do poluente CBO é muito mais eficaz do que a remoção do poluente SST, uma vez que a diferença entre a concentração de poluente à entrada e à saída da bacia é muito mais elevada. Tal situação deve-se ao facto de que, para que a bacia de retenção consiga cumprir com eficácia o processo de tratamento e remoção de SST, a escorrência deve permanecer em repouso no interior da bacia, o tempo necessário à sedimentação necessária ao tratamento da poluição por SST.

Verifica-se ainda que qualquer um dos processos de tratamento de poluente é tanto mais eficaz, quanto maior for a duração do respetivo processo. Quanto mais tempo estiver a parcela de água sob tratamento no interior da bacia de retenção, maior é a eficácia na remoção do poluente alvo.

Ambos os processos garantem que a água a jusante do sistema estudado esteja consideravelmente menos poluída, reduzindo-se desta forma a possibilidade de contaminação de certos ecossistemas, bem como da fauna e flora das zonas onde esta desagua.

## CAPÍTULO 7

### CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS



## **7. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS**

A poluição da água devido ao escoamento superficial de áreas urbanas continua a ser uma das maiores ameaças para a qualidade ambiental do sistema hídricos dos países desenvolvidos. Apesar dos recentes desenvolvimentos técnicos e científicos, ainda muito há para fazer para minimizar os efeitos deste tipo de poluição.

É habitual ouvir-se falar na inadequada qualidade de água em águas costeiras e interiores, sem ficar explícito as razões concretas que provocam tal fenómeno, uma vez que as águas residuais domésticas são submetidas a processos de tratamento antes de serem devolvidas ao ciclo hidrológico natural. A resposta para este fenómeno pode estar nos poluentes dissolvidos e arrastados para os sistemas de drenagem de águas pluviais, que são provenientes das mais variadas escorrências que acontecem ao nível do solo. A propósito, o Decreto-Lei 23/95 de 23 de Agosto que estipula as normas regulamentares sobre os sistemas públicos e prediais de distribuição de água e de drenagem de águas pluviais, incorpora diversas imprecisões próprias de uma norma com cerca de 17 anos de vida. Este estipula, no ponto 4 do seu artigo 115º que "As águas residuais pluviais, ou simplesmente águas pluviais, resultam da precipitação atmosférica caída diretamente no local ou em bacias limítrofes contribuintes e apresentam geralmente menores quantidades de matéria poluente, particularmente de origem orgânica." e no ponto 5 do mesmo artigo que "Consideram-se equiparadas a águas pluviais as provenientes de regas de jardins e espaços verdes, de lavagem de arruamentos, passeios, pátios e parques de estacionamento, normalmente recolhidas por sarjetas, sumidouros e ralos." Ora, naquela data não estava ainda estabelecido o reconhecimento da importância da contribuição poluidora destas escorrências e as consequências da sua descarga direta no meio recetor. O mesmo regulamento, no seu artigo 128º determina que para efeitos de dimensionamento "As curvas intensidade/duração/frequência fornecem os valores das intensidades médias máximas da precipitação para várias durações e diferentes períodos de retorno", que tem sido utilizado para dimensionar as redes de transporte. Para o dimensionamento de sistema de retenção e controlo das escorrências importa avaliar uma metodologia que se demonstre adequada, se possível com recurso a estas curvas, cujo uso se encontra generalizado.

Neste sentido realizou-se o presente estudo por forma a avaliar a eficácia e o desempenho de alguns sistemas de controlo e tratamento de águas pluviais, com base nos registos pluviométricos de 3 anos.

Os diversos estudos que se têm realizado nesta área demonstram uma eficiente remoção de poluentes que integram as escorrências urbanas, contribuindo significativamente para um aumento de qualidade da água descarregada, permitindo concluir que existe variabilidade na eficácia de remoção de poluentes, consoante o método e o tipo de poluente alvo.

Apesar deste ser um tema ainda pouco explorado no nosso país, denotam-se cada vez mais esforços para realizar uma mudança na mentalidade e evolução da educação ambiental, nomeadamente no incentivo à utilização de produtos não poluentes e promovendo a limpeza das ruas, com o objetivo de minimizar os prejuízos ambientais provocados pela incorporação de contaminantes na rede de águas pluviais.

O dimensionamento da bacia de retenção foi realizado com base na metodologia proposta pela "U.S. Environmental Protection Agency" (EPA), através do programa informático SWMM. Este software foi desenvolvido nos Estados Unidos da América, de acordo com a legislação ambiental americana e tem por objetivo conceber e implementar ações que conduzam a um balanço entre as atividades humanas e a capacidade dos sistemas naturais conseguirem suportar e garantir níveis ambientais aceitáveis. Para o cumprimento deste objetivo, o programa de pesquisa da EPA fornece informações de base e suporte técnico para a resolução de problemas ambientais reais que permitam construir uma base de conhecimento necessária a uma adequada gestão de recursos ecológicos e que permitam ainda ajudar a compreender de que modo os poluentes podem afetar a saúde pública e prevenir ou minimizar futuros riscos ambientais. Esta metodologia, desenvolvida para os E.U.A., sofreu diversos acertos e modificações em parâmetros específicos com o objetivo de a adequar minimamente à realidade portuguesa.

O programa informático SWMM revelou-se uma ferramenta preciosa para a modelação do sistema de drenagem e do sistema de tratamento e remoção de poluentes.

A simulação da bacia de retenção, no que respeita ao escoamento hidráulico, permitiu concluir que a bacia permite um amortecimento dos picos de caudal avaliados por comparação entre o caudal de entrada e o de saída da bacia (normalmente 1 a 2 horas entre o pico de entrada e saída), permitindo uma correta gestão do escoamento gerado e a minimização de eventuais fenómenos de cheias. Essa eficiência foi conhecida através da medição da altura de água na bacia com a lei de vazão definida (orifício de saída). Conclui-se ainda que a bacia de retenção dimensionada cumpre com a função que lhe é destinada, servindo de forma eficaz a bacia hidrográfica, como forma de diluir os caudais.

A aplicação do programa SWMM ao processo de tratamento dos poluentes revelou-se tarefa difícil, uma vez que o processo que simula o tratamento e remoção de poluentes implica a utilização e conhecimento de equações bastante complexas e ainda pouco precisas, dada a pouca exploração do fenómeno e carácter não linear do processo.

O estudo da capacidade de tratamento e remoção de poluentes na bacia de retenção leva a concluir que os resultados obtidos são bastante favoráveis, conseguindo-se reduzir de sobremaneira a carga

poluente no efluente. Conclui-se que, devido à variabilidade ao longo do tempo, dos hidrogramas, das concentrações e das cargas, a eficiência também assume esse carácter variável.

Efetuando a comparação entre os dois processos de remoção de poluente estudados, conclui-se que o processo de remoção do poluente CBO (Carência Bioquímica de Oxigénio) consegue melhores resultados do que o processo de remoção de SST (Sólidos Suspensos Totais), visto no primeiro haver uma percentagem de redução da carga poluente muito superior. Desta forma, a bacia de retenção cumpre de forma eficaz a outra função que lhe havia sido destinada, promovendo a redução da carga poluente. Conclui-se ainda que a eficiência de remoção da bacia com nível de água permanente está diretamente relacionada com o tempo de detenção, com o volume de água, tamanho e concentração das partículas.

Importa referir que, devido à natureza do processo de tratamento por sedimentação, este sistema de retenção através de bacia húmida necessita de frequente inspeção e manutenção, nomeadamente remoção de lixo e entulhos, bem como a remoção dos sedimentos por forma a garantir um correto e eficiente funcionamento (funcionamento de projeto) do sistema a longo prazo.

Como perspectiva para estudos futuros, poderá ser interessante estudar o efeito que outro tipo de sistemas estruturais (preconizados neste trabalho) possam ter no escoamento e tratamento dos poluentes. Uma outra vertente a explorar, poderá ser o estudo de outros poluentes que se sabem presentes nas escorrências urbanas, nomeadamente quanto à eficácia do processo de tratamento proporcionado pelas bacias de retenção.

Poderá ser igualmente interessante estudar o comportamento hidráulico e de tratamento de poluentes da bacia de retenção, adotando orifícios de saída com diferentes diâmetros com vista a uma possível redução da área de ocupação da mesma, facto que em meio urbano se reveste de capital importância.



**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Alameda Countywide Clean Water Program. (ACCWP) (2010). C.3, *Stormwater Technical Guidance. Versão 2.1*
- Alves, F. A. O., Costa A.R.D (2007), *Estimativa de Volume para Reservatório de Detenção no Controle de Cheias Urbanas*, Engenharia do Meio Ambiente. A. R. Costa. Goiânia, UFG. Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente.
- Applied Ecological Services, (AES) (2006). *Alternative Stormwater Best Management Practices Lincoln, Nebraska.*
- Araújo. P.R.; Tucci, C.E.M.; Goldenfum, J.A. (2000). *Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre.
- Atassi, A, Ernst, S e Wukash, R (2003), *Quality of Urban Runoff*, CRC Press LLC.
- Azzout,Y.; Cres, F.; Barraud, S.; Alfakih, E. (1994) – *Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, réalisation et entretien*. Tec & Doc., Lavoisier, 341 pp, Paris.
- Balades, J. D., P. Bourgoigne, et al. (1992). *Évaluation de l'abattement des flux de pollution transitant dans un type de solution compensatoire*. Proceedings NOVATECH 92 - International Conference on Innovative Technologies in Urban Drainage, pp. 66-752, Lyon, França.
- Balades, J. D.; Legret, M.; Madiec, H. (1995). *Permeable Pavements: Pollution Management Tools*. Water Science and Technology. 32(1): 49-56.
- Baptista, M. B., N. N. O., et al. (2005). *Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana*. Porto Alegre.
- Barret M. E.; Irish Jr.,L. B.; Malina Jr., J. F.; Chaberneau, R. J.(1998). *Characterization of Highway Runoff in Austin, Texas, Area*. Journal of Environmental Engineering. 124 (2).
- Barrett, M.E. (2005). *“Performance Comparison of Structural Stormwater Best Management Practices.”* Water Env. Res., 77(1): 78-86.
- Bichança, M. F. (2006). *Bacias de Retenção em zonas urbanas como contributo para a resolução de situações extremas: cheias e secas*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 142 pp.
- Burac, T. S., Wall, M. J. and Harry Stewart, P. (2008). *Pollutant Loading Calculations New Hampshire Stormwater Manual*.
- Bryant, G, Grant, R, Weatherbe, D e Berg, V (2000). *Stormceptor Hydrology and Non-point Source Pollution Removal Estimates. National Conference on Tools for Urban Water Resources Management and Protection: proceedings*, EPA, p.371-82, Ilust, Tab. (EAP/625/R-00/001), Cincinnati, EUA.

B. F. Environmental Consultants Inc. *Environmental Scientists and Hydrogeologists and Environmental Education Specialists. Section 5 - Structural BMPs [Online]*. Northeastern Pennsylvania. Disponível em URL: <http://www.bfenvironmental.com/pdfs/veggieSwale.pdf> à data de 6 de Fevereiro 2011.

Castro, P. P. (1986). Estudo Ambiental do Estuário do Tejo - *Estimação e Controlo da Poluição Difusa no Estuário do Tejo. Secretaria do Ambiente e Recursos Naturais*.

Chapra, S.C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, McGraw-Hill, NY.

Cláudia M. P. Ferreira, P. J. R. (2010). *Estimação de Sólidos Suspensos Totais em Sistemas Urbanos de Drenagem de Águas Pluviais*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Guimarães. 112 pp.

Council, M., B. E. *Infiltration Systems, Infiltration Trenches. Minnesota Urban Small Sites BMP Manual*. Minnesota.

Colandini, V. (1997). *"Effets des structures reservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales: qualité des eaux et devenue des métaux lourds*. Thèse de docteur. Université de Pau et des Pays de l'Ádou, França. ."

Delville, J.-C. L. (1994). *Deppoluer les Eaux Pluviales – Contribution à L'élaboration d'une Stratégie*. OTV.

Debo, T. N. e Reese, A. J. (1995). *Municipal Storm Water Management*. Lewis Publishers.

Diniz, E. (1993). *"Hydrologic and water quality comparisons of runoff from porous and conventional pavements. Integrated Stormwater Management*, Edited: R.Field, M.O'Shead & Kee Chin, LEWIS Publishers, pp. 149-162, USA. ."

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.

Edwards, M. e Benjamin, M.M. (1989) *Adsorptive Filtration Using Coated Sand: A New Approach for Treatment of Metal-Bearing Wastes*, Journal Water Pollution Control Federation, 61 (9): 1523-1533.

EPA, U. S. E. P. A. (2004a). *Stormwater Best Management Practice Design Guide Washington DC. Volume 1*.

EPA, U. S. E. P. A. (2004b). *Stormwater Best Management Practice Design Guide Washington DC. Volume 2*.

EPA, U. S. E. P. A. (2006). *BMP Modeling Concepts and Simulation, Washington DC*

EPA, U. S. E. P. A. (2009). *Stormwater management model applications manual*.

Ferguson, B. K. (2005). *Porous Pavement Hydrology In: DEVE, I. S. I. W. M. A. L. (ed.) Porous Pavements.*

Ferrira, M. P. C, P. J. R. (2010). *Estimação de Sólidos Suspensos Totais em Sistemas Urbanos de Drenagem de Águas Pluviais.* Tese de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Guimarães. 112 pp.

Fisher, T. S., D. G. Hayward, et al. (1999). *Dioxines and Furans Urban Runoff.* Journal of Environmental Engineering 125 (2).

FLORES, M.M., (2011). *Sistemas Estruturais de Controlo da Poluição por Escorrências Urbanas.* Tese de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Guimarães.

Garcia, J. I. B., Paiva, E. M. C. D., Brites, A. P. Z. e Paiva, R. C. D. d. (2004). *Avaliação da discretização em uma bacia hidrográfica urbana, através do modelo SWMM.* São Paulo Universidade Federal de Santa Maria.

Guo, J.C.Y. and Urbonas, B. (1996). *Maximized Detention Volume Determined by Runoff Capture Ratio.* Journal of Water Resources Planning and Management, 122(1):33-39.

Horner, R.R. et al. 1994. *Water Quality Impacts of Urban Land Use. In Fundamentals of Urban Runoff Management: Technical and Institutional Issues.* Terrene Institute. Washington, DC.

Horner, R. (1995). *Constructed Wetlands for Urban Runoff Water Quality Control.* Dept. of Civil Engineering, University of Washington, Seattle, WA.

Herricks, E. E., (2001). *Observed Stream Responses to Changes in Runoff Quality. Proceedings of an Engineering Foundation Conference Linking Stormwater BMP Designs and Performance to Receiving Water Impacts Mitigation,* Snowmass Village, CO, ASCE, p. 145-157.

Hvitved-Jacobsen, T.; Y. A. Yousef (1991). *Highway runoff quality, environmental impacts and control.* Hamilton RS and Harrison RM, editors. Highway Pollution. Elsevier.

Huber, W. C.; Dickinson, R.E., (1992) *Storm Water Management Model, Version 4: User's Manual, EPA/600/3-88/001a,* Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

Instituto Superior Técnico, Lisboa. (IST) disponível em URL: <https://dspace.ist.utl.pt/bitstream/2295/141008/1/6%20Capitulo%205.pdf> à data de 4 de Fevereiro de 2011

Irish, J.; B. Lyn, et al. (1998). *Use Regression Models for Analysing Highway Storm Water Loads.* Journal of Environmental Engineering 124.

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

Legret et al.(1996). *The unit superstructure – A new construction to prevent groundwater depletion.* Proceedings of the Budapest Symposium on Conjunctive Water Use. 189-190 : 335-340

- Liu, D. H. F. e Lipták, B. G. (2000). *Groundwater and Surface Water Pollution*. Lewis Publishers.
- Little, L.M.; Horner, R.R.; Mar, B.W. (1982). *Assessment of Pollutant Loading and Concentration in Highway Stormwater Runoff*. Washington State Department of Transportation, Olympia, WA.
- Maestri, B., Lord, B.N., (1987), *Guide for Mitigation of Highway Stormwater Runoff Pollution*. The Science of the Total Environment, Vol. 59, pp. 467-476.
- Maniquiz, M. C., Choi, J., Lee, S., Cho, H. J. and Kim, L.-H. (2010). *Appropriate Methods in Determining the Event Mean Concentration and Pollutant Removal Efficiency of a Best Management Practice*. Environmental Engineering Research.
- Maryland Department of the Environment (MDE), (2000). *Maryland Stormwater Design Manual: Volume 1 and 2. Maryland Department of the Environment*. Annapolis, Maryland. Disponível em URL: site: <http://www.mde.state.md.us/>
- Mata-Lima, H.; Silva, E.; Raminhos, C. (2006). *Impactes de Projectos de Engenharia Civil na Hidrologia de Bacias de Drenagem. Como gerir o Excesso de escoamento?*. Universidade do Minho.
- Matos, R. (1999). *Controlo na Origem de Águas Pluviais. Objectivos, Soluções Técnicas e Experiência Internacional - Estratégias para Beneficiação e Reabilitação de Sistemas Públicos de Drenagem de Águas Residuais* FUNDEC, IST: 1-38.
- Minton G.R. (2002). *Stormwater Treatment; Biological, Chemical and Engineering Principles*, Resource Planning Associates, Seattle, WA.
- NCDENR (2007). *Stormwater Best Management Practices Manual*. In: North Carolina Division of Water Quality. (ed.).
- Novotny, V.; H. Olem (1993). *Water Quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution*. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Novotny, V. (1995). *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*. Water Quality Management Library. Technomic Publishing Co., Inc.
- Oliveira, C. (2009). *As Estruturas de Controle e a Redução das Cargas Difusas. Revista de Ciências Exactas e Tecnologia. IV*.
- Parkinson, J.; Mark, O. (2005). *Urban Stormwater Mangement in Developing Countries*, London, IWA Publishing.
- Pitt, R.E.; Voorhees, J. (2000). *The Source Loading and Management Model (SLAMM), A Water Quality Management Planning Model for Urban Stormwater Runoff*. University of Alabama, Department of Civil and Environmental Engineering, Tuscaloosa, AL.

- Protection, Center Watershed (CWP). (2010). *The simple method to calculate urban stormwater loads*. New York State Stormwater Management Design Manual. New York.
- Ramísio, P. J., A. Telhado, et al. (2011). *Directrizes para a Gestão Integrada das Escorrências de Estradas em Portugal. 1ª Edição*, Lisboa.
- Ramísio, P. J. (2007). *Análise Comparativa de Sistemas de Controlo e Tratamento de Escorrências Rodoviárias*.
- Ramísio, P. J. (2007). *Retenção de Metais Pesados de Escorrências Rodoviárias por Filtração Reactiva*. Departamento de Engenharia Civil. Braga, Universidade do Minho. 362 pp.
- Ramísio, P. J.; J. M. P. Vieira et al. (2011) *Directrizes para a Gestão Integrada das Escorrências de Estradas em Portugal*, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Ramísio, P. J.; J. M. P. Vieira (2008) *Avaliação da Retenção de Metais Pesados de Escorrências Rodoviárias por Filtração Reactiva*. Guimarães, Universidade do Minho.
- Santos, D.; M. Lima (2003). *Águas Pluviais e Poluição Difusa em Meios Urbanos*, Escola Superior de Tecnologia.
- Santos, D. M. G. (2000). *Modelação da Poluição Difusa em Águas Superficiais*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Lisboa, Universidade Nova de Lisboa. Mestrado em Engenharia Sanitária: 254 pp.
- Sartor, J e Boyd, G (1972). *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants*, EPA-R2-72-081, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Schueler, T. (1987). *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.
- Schueler, T. R., F. J. Galli, L. Herson, P. Kumble and D. Shepp, (1991). *Developing Effective BMP Systems for Urban Watersheds. Urban Nonpoint Workshops*. New Orleans, LA, January 27-29, 199.
- Sieker, F. (1998). *On-site stormwater management as an alternative to conventional sewer systems: a new concept spreading in Germany*. Water Science and Technology. 35 (10): 65-71.
- Stagge, J. H. (2006). *Field Evaluation of Hydrologic and Water Quality Benefits of Grass Swales for Managing Highway Runoff*. University of Maryland.
- Stanley, D. W. (2009). *Pollutant removal dry detention by a stormwater dry detention pond.*, Water Environment Federation.
- Tomaz, P. (2009). *Capítulo 57 - Filtro de Areia. Curso de manejo de águas pluviais*.
- Urban Drainage and Flood Control District (UDFCD) (2001). *Urban Storm Drainage Criteria Manual, 2007 revision*. Denver, CO. Disponível em URL em: ([http://www.udfcd.org/downloads/down\\_critmanual.htm](http://www.udfcd.org/downloads/down_critmanual.htm)).

Urbonas, B.; Stahre, P. (1993). *Stormwater Best Management Practices and Detention*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 450p

Viklander (1998). *Particle Distribution and Metal Content in Street Sediments*. Journal of Environmental Engineering 124 (8)

Walker, W.W. (1990). *P8 Urban Catchment model Program Documentation Version 1.1*, Prepared for IEP, Inc. and Narragansett Bay Project, October. Disponível em URL: (<http://www.walker.net/p8/>)

Wang, T.S., Spyridakis, D.E., Mar, B.W; Honer R.R. (1980). *Transport, Deposition and control of Heavy Metals in Highway Runoff*. Washington State Department of Transportation, Olympia. WA.

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

Winer, R., (2000). *National Pollutant Removal Performance Database for Stormwater Treatment Practices. 2nd Edition*, prepared by the Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD, prepared for the EPA Office of Science and Technology, Washington, DC.

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

Yu et al. (1993). *Pollutant Removal of an Urban Vegetated Filter Strip in Virginia*