



FCTUC DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Modelação hidráulica e de qualidade da água de sistemas de drenagem em meios urbanos

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil na Especialidade de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente

Autor

Luís Filipe de Oliveira Girão

Orientador

Nuno Eduardo da Cruz Simões

José Alfeu Almeida de Sá Marques

Esta dissertação é da exclusiva responsabilidade do seu autor, não tendo sofrido correções após a defesa em provas públicas. O Departamento de Engenharia Civil da FCTUC declina qualquer responsabilidade pelo uso da informação apresentada

Coimbra, Julho, 2014

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Professor Doutor Nuno Eduardo da Cruz Simões e Professor Doutor José Alfeu Almeida de Sá Marques, a minha profunda gratidão pela forma permanente e incondicional que caracterizou o seu apoio e orientação durante todo o período de elaboração desta dissertação. Os seus esclarecimentos e motivação foram essenciais para a concretização deste trabalho.

A todos os meus amigos que, de uma forma ou de outra, tornaram possível a realização desta dissertação.

Aos meus Pais, pela força e incentivo que sempre me deram e, principalmente, pelo precioso auxílio familiar que me prestaram, e que possibilitou a frequência deste mestrado.

RESUMO

As inundações urbanas estão a tornar-se cada vez mais frequentes. A União Europeia publicou a Diretiva 2007/60/CE relativa à avaliação e gestão do risco de inundações no sentido de mitigar e reduzir os custos relacionados com este fenómeno. Por outro lado, para a gestão e proteção dos recursos hídricos, a União Europeia adotou em 2000, a Diretiva-Quadro da Água. Desta forma, pretende-se garantir o bom estado químico da água, águas subterrâneas ou de superfície em toda a Europa, impondo limites à concentração de poluentes.

As inundações ocorrem principalmente em áreas urbanas, devido a chuvadas intensas e à incapacidade do sistema de drenagem para drenar toda a água pluvial. Durante os eventos extremos, o número de descargas dos descarregadores de tempestade em sistemas unitários aumenta, comprometendo a qualidade da água e os habitats envolventes.

O objetivo deste estudo é analisar um sistema de drenagem urbana unitário inserido na Zona Central em Coimbra, Portugal, onde as inundações ocorrem com frequência. Assim, além de um modelo de drenagem unidimensional, foi também desenvolvido um modelo de drenagem dual, que inclui a qualidade da água e o controlo de escoamento entre a superfície e a rede de coletores. Posteriormente, é efetuada uma análise da concentração de poluentes e do efeito da introdução de uma bacia de retenção na rede.

ABSTRACT

The urban floods are becoming more frequent. The European Union published the directive 2007/60/CE on the assessment and management of flood risks to mitigate and decrease costs related with this phenomenon. On the other hand, for the management and protection of water resources, the European Union adopted in 2000 the Water Framework Directive. It pretends to ensure good chemical status of water, groundwater or surface across Europe, imposing limits on the concentration of pollutants.

Floods occur mainly in urban areas due to heavy rain and the inability of the drainage system to drain all the storm water. During extreme events, the number of discharges from CSOs in combined sewer systems increases, jeopardising water quality and surrounding habitats.

The purpose of this study is to analyse the combined urban drainage system of Zona Central catchment in Coimbra, Portugal, where flooding occurs frequently. Besides an unidimensional drainage model, a dual-drainage model, that includes water quality and flow control between the minor and major systems was developed. Subsequently, an analysis of the concentration of pollutants and the effect of the introduction of a retention basin on the network is made.

ÍNDICE

1	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento.....	1
1.2	Objetivos	2
1.3	Estrutura da Dissertação	3
2	Revisão Bibliográfica	4
2.1	Risco de ocorrência de cheias	4
2.2	Drenagem Urbana.....	7
2.2.1	Evolução histórica	8
2.2.2	Tipos de água.....	8
2.2.3	Tipos de sistemas	9
2.3	Descarregador de tempestade.....	10
2.3.1	Função	10
2.3.2	Tipos ou comportamentos	11
2.3.3	Parâmetros de dimensionamento.....	14
2.4	Impacte da Urbanização e das Alterações Climáticas.....	15
2.5	Qualidade da água.....	16
2.5.1	Sólidos Totais.....	17
2.5.2	Oxigénio dissolvido.....	18
2.6	Impacte da primeira descarga (<i>first flush</i>)	21
2.7	Enquadramento legal	22
2.8	Modelação.....	24
2.8.1	Precipitação.....	25
2.8.2	Modelação hidrológica.....	25
2.8.3	Modelação hidráulica	26
2.8.4	Modelação da qualidade da água	29
2.9	Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável	30

2.9.1	Bacia de retenção.....	31
2.10	O <i>Software</i> SWMM.....	32
2.10.1	Parâmetros e processos.....	32
2.10.2	Modelos hidráulico e de qualidade.....	34
3	Metodologia.....	37
3.1	Caso de estudo.....	37
3.2	Aplicação do modelo SWMM.....	38
3.3	Precipitação.....	39
3.4	Modelação hidrológica e hidráulica.....	39
3.5	Modelação da qualidade da água.....	40
3.6	Análise do caudal de águas residuais domésticas afluente.....	43
3.7	Modelação da Estação Elevatória de Águas Residuais (EEAR).....	44
3.8	Modelação dos Descarregadores de Tempestade.....	46
3.9	Modelo 1D.....	48
3.10	Modelo 1D/1D.....	48
3.10.1	Modelo simplificado 1D/1D.....	48
3.10.2	Aplicação do modelo simplificado 1D/1D ao caso de estudo.....	50
3.10.3	Implementação de uma bacia de retenção.....	51
4	Apresentação e discussão dos resultados.....	53
4.1	Introdução.....	53
4.1.1	Resultados do modelo 1D.....	54
4.1.2	Resultados do modelo 1D/1D.....	62
5	Conclusões e trabalhos futuros.....	67
5.1	Conclusões.....	67
5.2	Trabalhos Futuros.....	69
	Referências Bibliográficas.....	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Inundação urbana em Duluth, no Minnesota (CBSNews@, 2012)	4
Figura 2.2 – Inundação urbana na Praça 8 de Maio em Coimbra a 24 de Dezembro de 2013 (QuestõesNacionais@, 2013)	6
Figura 2.3 – Cheia fluvial na zona do Parque Verde em Coimbra a 20 de Janeiro de 2013 (QuestõesNacionais@, 2013)	7
Figura 2.4 – Fases de um sistema de drenagem urbana (adaptado de Price e Vojinovic, 2011)	7
Figura 2.5 – Descarregador transversal retangular: a) corte lateral; b) corte transversal (adaptado de Butler e Davies, 2011)	12
Figura 2.6 – Descarregador lateral duplo: a) vista frontal; b) vista no plano (adaptado de Balmforth e Henderson, 1988)	12
Figura 2.7 – Tanque de retenção: a) vista lateral; b) vista no plano (adaptado de Balmforth e Henderson, 1988)	13
Figura 2.8 – Descarregador de vórtice hidrodinâmico (adaptado de International@, 2013)	14
Figura 2.9 – Impacte da primeira descarga (adaptado de Metcalf et al., 2003)	21
Figura 2.10 – Fenda de Priessmann	27
Figura 2.11 – Interação entre o escoamento em coletores e a bacia de drenagem: a) vista em perfil; b) vista em planta (Adaptado de Maksimovic et al., 2009)	28
Figura 2.12 – Elementos que influenciam a qualidade da água num sistema de drenagem (Adaptado de Butler e Davies, 2011)	29
Figura 2.13 – Exemplos de SUDS: a) superfície permeável; b) telhado verde (SUDSnet@, 2014)	31
Figura 2.14 – Bacia de retenção localizada na Escócia (SUDSnet@, 2014)	32
Figura 3.1 - Inundação urbana na Igreja de Santa Cruz (Praça 8 de Maio, em Coimbra) a 24 de Dezembro de 2013 (ForumCoimbra@, 2013)	37
Figura 3.2 – Área de estudo na cidade de Coimbra (adaptado de Google@, 2013)	38
Figura 3.3 – Precipitação (evento com período de retorno de 100 anos)	39
Figura 3.4 – Conceito de escoamento superficial incorporado no SWMM (Rossman, 2010)	40
Figura 3.5 – Curva de acumulação do parâmetro SST	43
Figura 3.6 – Representação da rede de drenagem no <i>software</i> QGIS Desktop	44
Figura 3.7 – Representação da rede de drenagem 1D no SWMM	45
Figura 3.8 – Descarregador de Tempestade da Casa do Sal (jusante) (Pina, 2013)	45
Figura 3.9 – Descarregador de Tempestade da Casa do Sal (montante) (Pina, 2013)	47
Figura 3.10 – Coletor e descarregador existentes na zona do Mercado Municipal (Pina, 2013)	48
Figura 3.11 - Modelo simplificado implementado no SWMM	50
Figura 4.1 – Localização dos pontos de leitura de resultados e da bacia de retenção (adaptado de Google@, 2013)	54

Figura 4.2 - Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)	55
Figura 4.3 - Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)	56
Figura 4.4 - Caudal e concentração de SST descarregado pelo DT (Casa do Sal)	57
Figura 4.5 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República).....	58
Figura 4.6 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)	58
Figura 4.7 – Caudal e concentração de SST no caudal afluente à Estação Elevatória (Casa do Sal) ...	59
Figura 4.8 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)	60
Figura 4.9 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)	61
Figura 4.10 – Caudal e concentração de SST descarregado pelo DT (Casa do Sal)	61
Figura 4.11 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República).....	62
Figura 4.12 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 516.1 (Mercado Municipal)	63
Figura 4.13 – Altura de água e concentração de SST registada à superfície na bacia de drenagem PON_0543 (Praça 8 de Maio)	64
Figura 4.14 – Caudal e concentração do SST no caudal descarregado pelo DT (Casa do Sal)	65
Figura 4.15 – Altura de água e concentração do SST na bacia de retenção (Mercado Municipal)	66

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 3.1 – Concentração de SST consoante o tipo de água.....	40
Quadro 3.2 - Índices de acumulação do parâmetro SST (Liu et al., 2011)	42
Quadro 3.3 – Curva de vazão	49

ABREVIATURAS

1D – Modelo a uma dimensão

1D/1D – Modelo de drenagem dual (Escoamento a 1D em coletores e à superfície)

1D/2D – Modelo de drenagem dual (Escoamento a 1D em coletores e a 2D à superfície)

AOFD – *Automatic Overland Flow Delineation*

BMP - *Best Management Practices*

CUO (CBOu)- Carência Última de Oxigénio

CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio

COT - Carbono Orgânico Total

CQO - Carência Química de Oxigénio

DQA – Diretiva Quadro-Água

DT - Descarregador de Tempestade

EEAR - Estação Elevatória de Águas Residuais

EPA - *Environmental Protection Agency*

ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ETA - Estação de Tratamento de Águas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

NQA - Normas de Qualidade Ambiental

OD - Oxigénio Dissolvido

PE - População Equivalente

REN - Reserva Ecológica Nacional

RGSPDADAR - Regulamento Geral dos Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Água e de Drenagem de Águas Residuais

SST – Sólidos Suspensos Totais

SUDS - Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável

SWMM - *Storm Water Management Model (software)*

UE - União Europeia

VLE - Valores Limite de Emissão

SIMBOLOGIA

μ – Coeficiente de vazão

A – Área da bacia de drenagem (m^2)

B – Taxa de acumulação em função do tempo (t)

C – Coeficiente de Impermeabilização

C_w – Coeficiente de descarga

C_1 – Acumulação máxima possível

C_2 – Taxa de crescimento constante

C_3 - Concentração de poluente lixiviado (mg/m^3)

g – Aceleração gravítica (m/s^2)

h – Diferença de alturas no descarregador (m)

I – Intensidade de Precipitação (m/s)

L – Comprimento do descarregador (m)

Q – Caudal escoado (m^3/s)

S – Área do orifício (m^2)

t – Tempo (número de dias de tempo seco antecedentes)

1 INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

A água sustenta a vida e contribui para o crescimento económico e prosperidade. Por outro lado, tem ainda um papel fulcral nos ecossistemas naturais e na regulação climática (Europeia, 2010).

A urbanização constitui um processo inevitável. No contexto urbano, conjugar as componentes social, ambiental e económica, constitui uma tarefa exigente e de difícil execução. O aumento da migração para zonas urbanas provoca uma sobre utilização das infraestruturas e serviços prestados, o que implica uma intensificação dos problemas associados à gestão da água em meios urbanos. As recentes inundações em todo o mundo evidenciam a vulnerabilidade destes meios perante condições hidrológicas extremas.

A utilização da água por parte das populações implica a produção de águas residuais que contêm elevadas quantidades de matéria orgânica, bem como, matérias poluentes nocivas à saúde pública. Estas devem ser conduzidas e tratadas numa estação de tratamento para posteriormente serem devolvidas ao meio recetor. Por outro lado, a precipitação origina escoamentos superficiais que devem ser devidamente controlados e conduzidos, caso contrário, poderão originar inundações com consequências drásticas para as populações. Uma cheia ou inundação urbana ocorre quando as águas da chuva, do mar, dos cursos de água ou dos sistemas de drenagem de águas pluviais inundam áreas urbanas, nomeadamente, arruamentos, passeios, zonas habitacionais e zonas comerciais (Sá Marques et al., 2013).

Neste sentido, é essencial a existência de uma rede de drenagem urbana para salvaguardar a segurança e o bem-estar da população inserida num meio urbano.

Para que a capacidade hidráulica das infraestruturas dispostas a jusante não seja excedida (como por exemplo, a estação de tratamento de água residual), existem dispositivos denominados descarregadores de cheia, onde é libertada parte do caudal afluyente e conduzida até ao meio hídrico com capacidade de a receber.

Este dispositivo tem particular importância nos sistemas de drenagem unitários, onde as águas residuais escoam conjuntamente com as águas pluviais numa única rede.

De facto, verifica-se que existem muitos centros urbanos antigos drenados por sistemas unitários, tanto na Europa como nos Estados Unidos. Nestes casos, as descargas efetuadas pelos descarregadores de tempestade podem ter graves efeitos no meio recetor quando não são

executadas de acordo com as condições do meio recetor, tal como referem Gasperi et al. (2010).

Portugal não constitui uma exceção e apesar de o regulamento RGSPDADAR definir que os novos sistemas de drenagem criados têm que ser separativos (água residual e água pluvial escoam em redes distintas), os sistemas existentes em cidades mais antigas são, em alguns casos, unitários.

O aumento dos eventos extremos leva ao aumento do número de descargas dos descarregadores de tempestade, colocando em risco a qualidade das águas e dos habitats onde essas descargas ocorrem.

Com vista à gestão e proteção dos recursos hídricos, a União Europeia adotou em 2000 a Diretiva-Quadro Água (DQA). A DQA estabelece um quadro para o desenvolvimento de políticas integradas de gestão da água, pelos órgãos comunitários e pelas administrações nacionais e regionais dos Estados – Membros. Desta forma, pretende-se garantir o bom estado químico das massas de água, subterrâneas ou de superfície, em toda a Europa, impondo limites à concentração de poluentes na água.

1.2 Objetivos

As descargas efetuadas pelos descarregadores de tempestade envolvem a afluência de uma carga de poluentes ao meio recetor. Ainda assim, as exigências legais em termos de qualidade da água definidas na Diretiva-Quadro da Água têm que ser cumpridas. Nesse sentido, esta dissertação apresenta os seguintes objetivos:

- Modelar sistemas de drenagem utilizando a abordagem tradicional 1D e a abordagem avançada de drenagem dual 1D/1D;
- Avaliar a concentração de SST num sistema unitário;
- Avaliar a qualidade de água (relativamente ao parâmetro SST) à superfície devido à ocorrência de cheias, utilizando o modelo 1D/1D;
- Avaliar impacte da implementação de uma bacia de retenção num sistema unitário em termos qualitativos e quantitativos.

1.3 Estrutura da Dissertação

Esta dissertação é constituída por cinco capítulos.

No primeiro capítulo efetua-se um enquadramento do tema e definem-se os objetivos do estudo.

O segundo capítulo inclui uma revisão bibliográfica do tema em análise, onde se abordam os conceitos mais importantes e os estudos já efetuados por outros autores. Adicionalmente, faz-se referência à legislação aplicável à descarga de águas residuais.

No terceiro capítulo é descrita a metodologia utilizada para a simulação da rede de drenagem analisada, nomeadamente, as opções tomadas, os parâmetros considerados e os *softwares* utilizados.

No quarto capítulo são apresentados e discutidos os resultados do caso de estudo.

Por fim, no quinto e último capítulo encontram-se as conclusões e limitações do estudo, bem como, são apresentadas sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Risco de ocorrência de cheias

Segundo a Diretiva 2007/60/CE, relativa à avaliação e gestão dos riscos de inundações, uma inundação consiste na cobertura temporária por água de uma determinada área não coberta normalmente por água. Esta Diretiva define os seguintes tipos de inundações:

- Cheias de origem fluvial: ocorrem quando a água de um rio galga as suas margens;
- Cheias repentinas: ocorrem quando se verifica um evento de precipitação forte em zonas com tempo de concentração curto, como por exemplo em zonas montanhosas;
- Inundações urbanas: resultam da urbanização, da falta de manutenção dos sistemas de captação de água e do facto de os sistemas de drenagem se encontrarem desatualizados e não conseguirem escoar a água devidamente (ver Figura 2.1);
- Inundações marítimas em zonas costeiras: verificam-se quando há temporais, principalmente com as marés vivas ou até com *tsunamis*, alagando as zonas junto à costa.



Figura 2.1 – Inundação urbana em Duluth, no Minnesota (CBSNews@, 2012)

A mesma Diretiva define que o risco de inundação consiste na combinação entre a probabilidade de ocorrência de uma inundação e as potenciais consequências que dela

resultem e que sejam, segundo a Diretiva 2007/60/CE “...prejudiciais para a saúde humana, o ambiente, o património cultural e as actividades económicas”.

A ocorrência de cheias promove o enriquecimento do solo para a agricultura e a criação de habitats ao espalhar os sedimentos por toda a área de inundação. As comunidades nómadas começaram a aproveitar os benefícios das bacias originadas pelas cheias desde muito cedo, mas uma vez que se instalavam nas suas proximidades, começaram também a sofrer os impactes negativos associados. Nesse sentido, as comunidades começaram a tomar os primeiros passos para minimizar os danos causados pelas cheias. Inicialmente as medidas implementadas foram reduzidas, correspondendo apenas a pequenos ajustes no estilo de vida da população. À medida que a população foi aumentando e a planície inundada assumiu uma importância económica superior, a comunidade começou a implementar medidas estruturais para afastar a água das cheias de zonas com interesse em preservar. Estas medidas começaram a ser insuficientes, exigindo a implementação de uma nova abordagem em que não se identificassem apenas os danos e consequências das cheias, mas também fosse identificado o grau do risco envolvido (Sayers et al., 2013).

A população, de um modo geral, está pouco sensibilizada para os problemas das cheias e a entidade municipal tem, correntemente, um apoio político insuficiente que não lhe permite resolver estes problemas de uma forma duradoura e sustentável. Se as medidas não são implementadas e as decisões tardam a ser tomadas logo após a cheia, o problema é esquecido e permanece até que a próxima cheia ocorra (Debo e Reese, 2003).

Segundo Price e Vojinovic (2012), existem várias razões para a ocorrência de uma inundação, entre as quais se destacam as mais frequentes:

- estruturas integrantes do sistema de drenagem obstruídas ou danificadas, devido ao facto de não existir uma inspeção e manutenção devidas;
- edifícios localizados em zonas de elevado risco, devido a uma regulação ineficiente;
- sistema subdimensionado, devido a uma metodologia inapropriada e à falta de informação;
- aumento do caudal de ponta devido ao impacte do processo de urbanização (caudal de ponta mais elevado e repentino, volume de caudal e velocidade superiores);
- ocorrência de uma cheia de uma determinada dimensão, para a qual o sistema de drenagem não foi dimensionado para resistir.

Nos incidentes decorrentes de uma cheia, os edifícios podem sofrer pequenos danos que podem ser facilmente reparados e por vezes danos mais graves e impossíveis de reparar. As cheias urbanas podem causar danos gravosos na comunidade, na economia, nos serviços públicos, falhas na entrega de serviços, entre outros. A falha de energia e das comunicações também é bastante comum. Em alguns casos pode ocorrer uma quebra no abastecimento e

tratamento de água. Em suma, os danos provocados pelas cheias não afetam apenas os edifícios e as infraestruturas mas também provocam a perda de horas de trabalho por parte da população. Dependendo do tipo de produtos e serviços prestados, algumas indústrias comerciais e de negócios poderão ser severamente mais afetadas (Price e Vojinovic, 2011). Uma visão integrada para a gestão de cheias, reconhecendo por um lado as oportunidades de desenvolvimento criadas pelos volumes de água disponíveis para fins recreativos e/ou de utilizações menos nobres da água, tais como, lavagens de ruas e rega e por outro lado, a importância de conjugar determinados riscos é essencial ao desenvolvimento de bacias.

Ao longo dos anos, têm-se verificado várias inundações na zona urbana da cidade de Coimbra. Uma das zonas mais críticas é a Praça 8 de Maio, que é o ponto mais baixo e onde, consequentemente, a água tende a acumular (Figura 2.2).



Figura 2.2 – Inundação urbana na Praça 8 de Maio em Coimbra a 24 de Dezembro de 2013
(QuestõesNacionais@, 2013)

Segundo um artigo do jornal de notícias local, “Diário de Coimbra”, relativamente aos acontecimentos de 24 de Dezembro de 2013, consta que (DiáriodeCoimbra@, 2013):

“A Baixa de Coimbra esteve praticamente inundada durante uma hora, na tarde desta terça-feira, na sequência das fortes chuvadas que se fizeram sentir na cidade ao início da tarde. Durante cerca de uma hora várias ruas estiveram mesmo cortadas ao trânsito e a água entrou mesmo dentro da Igreja de Santa Cruz onde chegou a atingir os 15 cms de altura.”

Por sua vez, o Parque Verde situado nas margens do Rio Mondego também tem tendência a acumular grandes quantidades de água, tal como se pode observar na Figura 2.3.



Figura 2.3 – Cheia fluvial na zona do Parque Verde em Coimbra a 20 de Janeiro de 2013 (QuestõesNacionais@, 2013)

2.2 Drenagem Urbana

A interação entre a atividade humana e o ciclo natural da água implica a necessidade de implementação de sistemas de drenagem de águas. Esta interação envolve a extração de água do ciclo natural para abastecer a comunidade e a impermeabilização da superfície do solo, o que provoca uma alteração do percurso natural da água das chuvas (Butler e Davies, 2011). A drenagem urbana consiste na interação entre diversas fases, tal como se representa na Figura 2.4.

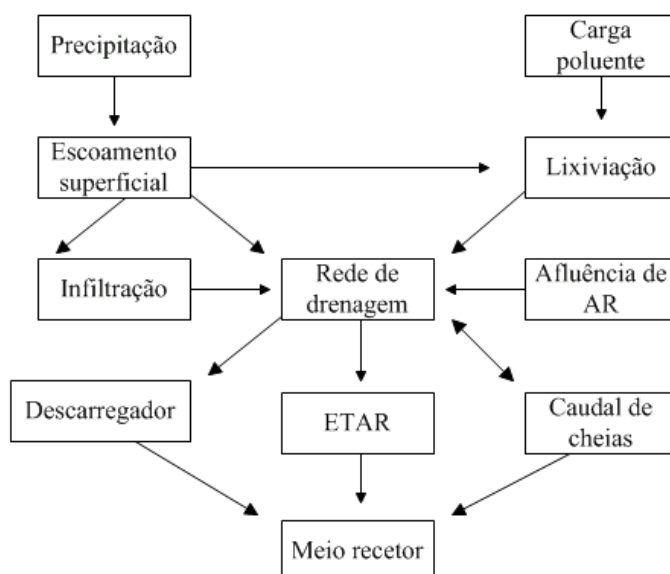


Figura 2.4 – Fases de um sistema de drenagem urbana (adaptado de Price e Vojinovic, 2011)

2.2.1 Evolução histórica

Inicialmente, aquando da migração da população para os centros urbanos, entendeu-se que a água proveniente da precipitação deveria ser conduzida através de valas, tal como se praticava nos centros rurais. As desvantagens desta prática evidenciaram-se muito rapidamente e os engenheiros sugeriram outra solução: a introdução de coletores.

Com o aparecimento dos coletores, a água residual e a água pluvial eram encaminhadas conjuntamente para o rio ou curso de água mais próximo. Contudo, rapidamente se constatou que existia uma necessidade de tratar as águas residuais e que não fazia sentido do ponto de vista económico tratar a elevada quantidade de água pluvial que escoava conjuntamente com a água residual numa única rede (sistema unitário) (Debo e Reese, 2003).

O primeiro sistema separativo doméstico construído no País terá sido o da cidade do Porto. Entre a década de cinquenta e a década de setenta, foi remodelada e complementada, uma grande parte dos sistemas de drenagem unitários existentes e foram instaladas novas redes de drenagem separativas. Em alguns casos, nos núcleos urbanos mais antigos e mais densamente povoados, mantiveram-se os antigos coletores unitários, complementando-os com descarregadores de tempestade e obras de desvio, promovendo a ligação à condutas e emissários dos sistemas separativos adjacentes, construídos nas áreas recentemente edificadas, tais como, o Barreiro (na década de quarenta), Beja (na década de cinquenta) e Lisboa (na década de sessenta) (Matos, 2003).

Relativamente à qualidade da água, nos anos 80 estabeleceram-se os primeiros regulamentos, sendo que, a forma de avaliação gerou bastante controvérsia. No entanto, reconheceu-se que era urgente implementar medidas e práticas que permitissem diminuir os níveis de poluição. Nas décadas de oitenta e noventa, o investimento em saneamento cresceu de forma significativa, sobretudo nos grandes núcleos urbanos, como é o caso de Coimbra, onde se implementou uma ETAR de leitos percoladores de alta carga, com capacidade para mais de 200 000 habitantes equivalente (Matos, 2003).

2.2.2 Tipos de água

Nesse sentido, surgem dois tipos de água que necessitam ser conduzidas por sistemas de drenagem: águas residuais e águas pluviais.

A água residual resulta da utilização da água pela população para fins domésticos e industriais. Se não for drenada e tratada convenientemente, este tipo de água pode originar poluição e problemas de saúde.

As águas residuais domésticas são provenientes de instalações sanitárias, cozinhas e zonas de lavagem de roupas, entre outros. A sua composição envolve quantidades muito significativas de matéria orgânica facilmente biodegradável e existe uma relativa manutenção das suas características no tempo.

Por sua vez, as águas residuais industriais resultam da atividade industrial e contêm compostos químicos que variam consoante o tipo de indústria e processos de fabrico. As suas características apresentam uma grande variabilidade no tempo, logo requerem um cuidado redobrado (Sá Marques e Sousa, 2008).

As águas pluviais resultam da precipitação atmosférica e consequente formação de escoamentos superficiais. Se não forem devidamente controlados podem provocar inundações com os danos materiais e humanos que lhe são adjacentes.

Os sistemas de drenagem pretendem receber estes dois tipos de água, com o objetivo de minimizar os problemas associados à população e ao ambiente.

A drenagem urbana implica um conjunto de determinados desafios ambientais, tais como: a introdução de melhorias no sistema económico-socialmente aceitáveis, a necessidade de avaliação de impacte ambiental dos sistemas, bem como, a necessidade de encontrar soluções sustentáveis. Tal como em outras áreas onde a preocupação ambiental marca presença, estes desafios não devem ser colocados a apenas um determinado ramo profissional específico. Nesse sentido, os políticos, os engenheiros, os especialistas ambientais e todos os cidadãos devem contribuir para o desenvolvimento do sistema de forma coordenada e integrada (Butler e Davies, 2011).

2.2.3 Tipos de sistemas

Os sistemas urbanos de drenagem podem ser classificados em: unitário, separativo e misto.

No sistema unitário, a água residual e a água pluvial escoam através de uma única rede de coletores. Por sua vez, no sistema separativo a água residual e a água pluvial escoam em redes de coletores distintas, sem ligações entre as duas redes. Num sistema misto coexistem os dois tipos de sistemas anteriormente referidos.

Um sistema unitário tem como vantagens: um custo mais reduzido (devido ao facto de ser um único coletor) e ocupar menos espaço. No entanto, implica a entrada de uma grande

quantidade de água pluvial na estação de tratamento (o que é economicamente desvantajoso) e envolve a deposição de sedimentos durante o Verão que podem ser arrastados. Adicionalmente, neste sistema verifica-se uma maior frequência e volume de descargas de emergência (Price e Vojinovic, 2011).

Um sistema separativo apresenta um custo superior, não só ao nível da infraestrutura necessária mas também ao nível da monitorização e limpeza dos coletores e ocupa uma área superior.

A escolha do tipo de sistema a implementar tem gerado bastante controvérsia, sendo que, inicialmente se optou pelos sistemas unitários e só mais recentemente pelos sistemas separativos. No entanto, existem países desenvolvidos, como é o caso da Alemanha, que continua a construir e a conceber, por vezes, sistemas totalmente unitários, que incluem descarregadores de tempestade, reservatórios, bacias de retenção e equipamentos de controlo automático de descarga. Por um lado, verifica-se que grande parte dos sistemas concebidos para transportar apenas águas residuais domésticas, efetivamente também transportam águas pluviais resultantes de infiltrações e de ligações domiciliárias trocadas. Desta forma, uma pequena proporção de ramais trocados é suficiente para que o problema da contribuição pluvial se torne pertinente. Por outro lado, as águas pluviais urbanas podem transportar, entre outros poluentes, quantidades significativas de sólidos em suspensão, hidrocarbonetos e metais pesados, nomeadamente, chumbo e zinco (Matos, 2003).

Apesar de tudo, de acordo com a legislação portuguesa, nomeadamente, o RGSPDADAR, as redes de drenagem de águas residuais a implantar em novos sistemas deverão ser do tipo separativo (Sá Marques et al., 2013).

2.3 Descarregador de tempestade

2.3.1 Função

Tal como já foi referido, existem fundamentalmente dois tipos de sistemas de drenagem: o sistema unitário e o sistema separativo.

Ambos os sistemas podem ter em determinado ponto um dispositivo para garantir que não afluam, a jusante, caudais superiores aos de dimensionamento dos coletores e da estação de tratamento, denominado Descarregador de Tempestade (DT). Segundo o artigo 168º do RGSPDADAR, esse caudal máximo, passível de ser descarregado, corresponde a seis vezes o caudal médio de tempo seco.

Os caudais devem ser descarregados em pontos onde existam linhas de água ou meios recetores com a capacidade auto-depuradora adequada às descargas a efetuar (Sá Marques e Sousa, 2008).

Desta forma, a descarga mais gravosa verifica-se para um sistema unitário, onde é libertada água residual diretamente para o meio recetor, com uma elevada carga poluente.

O dimensionamento hidráulico de um DT requer um cuidado especial para evitar, por um lado, descargas frequentes e prematuras e por outro, uma sobrecarga dos dispositivos a jusante do DT, tal como já foi referido.

Um DT pode deixar de funcionar por diversas razões, tais como: a água residual não drenar convenientemente devido a obstruções a montante do sistema causados pelo acumular de sedimentos ou gorduras, colapso do coletor, entre outras.

Nestas ocasiões pode surgir um aumento da frequência de ocorrência de cheias a jusante. Desta forma, em vez de a água ser tratada no final do sistema de drenagem, podem ocorrer descargas frequentes ou bastante poluídas para o meio hídrico recetor, provocando um decréscimo da qualidade da água e a eventual morte de seres vivos (Price e Vojinovic, 2011).

2.3.2 Tipos ou comportamentos

Existem vários estudos comparativos das várias configurações de DT que contribuíram significativamente para o conhecimento acerca do seu desempenho (Butler e Davies, 2011). De seguida serão apresentadas as configurações de DT mais utilizadas através de uma breve descrição.

Transversal

Os descarregadores transversais são normalmente inseridos diretamente no coletor, perpendicularmente ao sentido do escoamento e funcionam como uma pequena barragem. Estes podem ser classificados consoante a forma da sua secção, onde se destacam as secções: retangular, triangular e trapezoidal ou irregular. Na Figura 2.5 apresenta-se um descarregador transversal de secção retangular (tal como será utilizado na rede em estudo) com uma largura b , uma altura da crista P e uma altura de água acima da superfície do descarregador H .

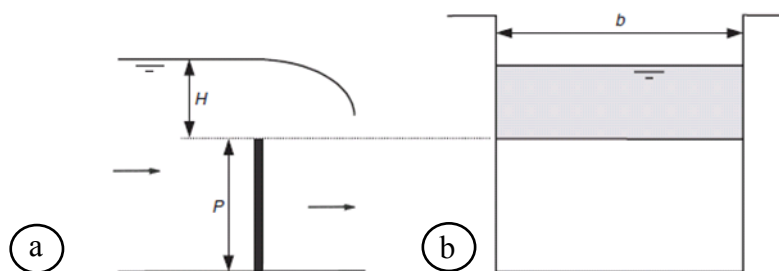


Figura 2.5 – Descarregador transversal retangular: a) corte lateral; b) corte transversal (adaptado de Butler e Davies, 2011)

Lateral

Os DT laterais com uma queda elevada, placas que impedem a passagem de sólidos flutuantes (em terminologia anglo-saxónica *scumboards*) e uma zona de retenção, promovem uma boa retenção de sólidos flutuantes e imersos. O descarregador da Figura 2.6 apresenta uma queda dupla, o que proporciona um bom controlo hidráulico.

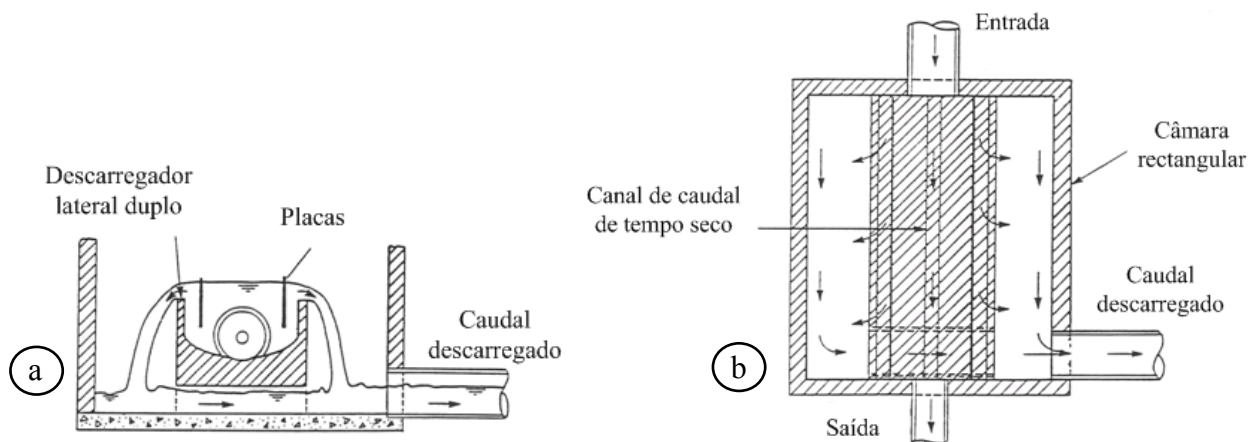


Figura 2.6 – Descarregador lateral duplo: a) vista frontal; b) vista no plano (adaptado de Balmforth e Henderson, 1988)

Tanque de retenção (*stilling pond*)

Perante condições normais, ou seja, durante o período seco e com chuvadas de intensidade reduzida, o caudal aflui ao coletor de entrada, passa através do canal e abandona o DT. No entanto, perante chuvadas mais intensas, à medida que o caudal aumenta, a capacidade do descarregador é excedida e uma parte do caudal é libertado. Normalmente, o nível de água no reservatório tem que ser superior ao topo do coletor de entrada antes de atingir a crista do descarregador. Isto provoca uma diminuição da velocidade do caudal de entrada o que ajuda a assegurar que os sólidos imersos não são encaminhados para o descarregador. Quando o nível de água se encontra acima da crista do descarregador, a água escoa pelo descarregador. A placa funciona como uma barreira que está posicionada de forma a limitar a passagem de sólidos flutuantes acima do descarregador (observar a Figura 2.7). Em suma, o tanque de retenção limita a poluição de duas formas: retém o caudal para que os sólidos imersos possam seguir o percurso normal até à ETA e utiliza uma barreira para limitar a passagem dos sólidos flutuantes através do descarregador (Butler e Davies 2011)

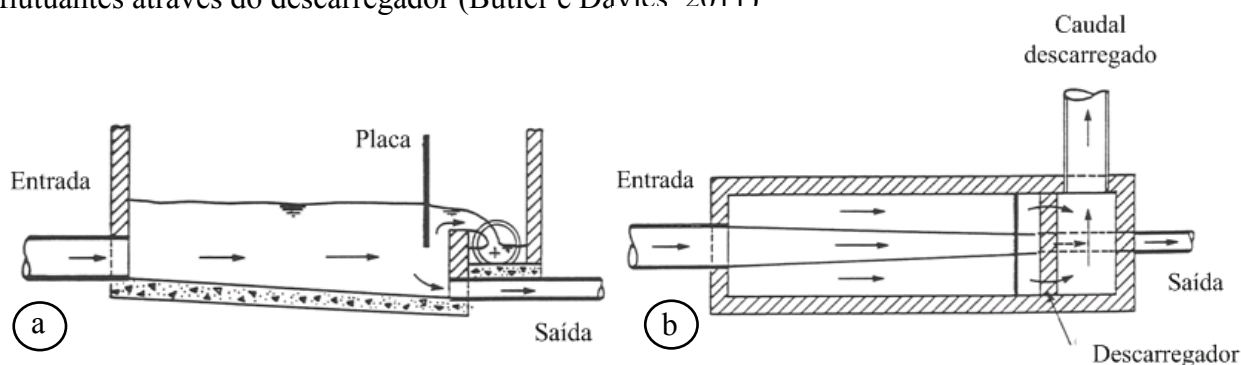


Figura 2.7 – Tanque de retenção: a) vista lateral; b) vista no plano (adaptado de Balmforth e Henderson, 1988)

Vórtice hidrodinâmico

Existem vários tipos de DT que se baseiam no movimento circular de um líquido para promover a separação de sólidos. Na Figura 2.8 apresenta-se um sistema de vórtice em paralelo. Os sólidos mais pesados movimentam-se na direção oposta ao centro, acumulando-se no fundo do DT. Os sólidos acumulados são conduzidos (por gravidade ou bombeamento) novamente até ao coletor onde se processa o escoamento em tempo seco, para posterior tratamento na ETAR. O descarregador é colocado no interior da câmara e o coletor que escoo o caudal em condições normais (tempo seco) é colocado no exterior (HydroInternational@, 2013).

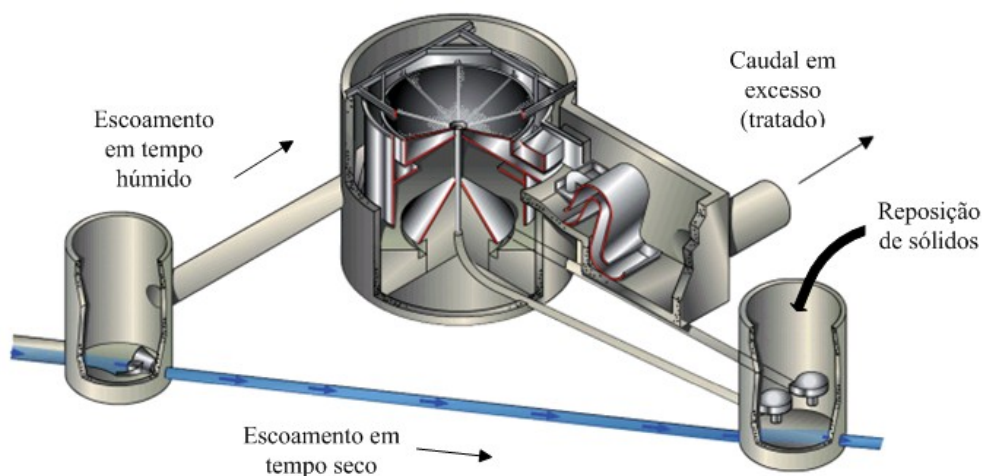


Figura 2.8 – Descarregador de vórtice hidrodinâmico (adaptado de International@, 2013)

2.3.3 Parâmetros de dimensionamento

De seguida apresentam-se os parâmetros de dimensionamento de um DT mais relevantes:

Controlo da quantidade de caudal de saída

O controlo sobre a quantidade de água que prossegue na rede de drenagem até à ETA é um parâmetro importante do dimensionamento do DT. O ideal será que, o caudal de saída não varie à medida que o caudal sobre o descarregador aumenta. Os métodos de controlo mais comuns são os seguintes: um orifício fixo, uma comporta ajustável, um regulador de caudal em vórtice ou um coletor regulador de caudal.

Período de retorno

O dimensionamento do coletor de entrada e da câmara é baseado no caudal de ponta com um período de retorno de um ou cinco anos. No entanto, também se deve ter em conta a forma como o DT responde a tempestades mais extremas, incluindo um evento com um período de retorno de trinta anos. Tal abordagem tem particular importância no dimensionamento do canal de descarga e do coletor de saída, que serão os pontos por onde passará a maior parte do caudal perante eventos extremos (Butler e Davies, 2011).

2.4 Impacte da Urbanização e das Alterações Climáticas

O aumento da população dos centros urbanos tem vindo a aumentar o que induz alterações nos sistemas de saneamento básico, particularmente, nos sistemas de drenagem. Um sistema de drenagem substitui uma parte do ciclo natural da água e como tal, torna-se essencial avaliar os seus efeitos globais.

Na natureza, quando a água das chuvas cai na superfície do solo, parte volta à atmosfera através da evaporação ou através da evapotranspiração das plantas, outra parte infiltra-se na superfície e origina águas subterrâneas, e por fim outra parte escoar pela superfície. A proporção atribuída a cada fenómeno depende da natureza da superfície do solo e varia no tempo e na duração da chuvada, sendo que, o escoamento superficial tende a aumentar à medida que o solo vai ficando saturado.

O processo de urbanização envolve a remoção da vegetação, a movimentação de terras e a impermeabilização do solo decorrente da difusão de superfícies artificiais. A impermeabilização do terreno impede que a água se infiltre no solo, provocando um aumento do escoamento superficial e consequentemente um aumento do volume total de água que atinge o curso de água previamente existente durante ou logo após a chuvada. O escoamento superficial ocorre a maiores velocidades em coletores do que em superfícies naturais, o que implica uma chegada de caudal mais rápida, bem como, um caudal de ponta mais elevado. Desta forma, a qualidade da água é afetada e a frequência e magnitude das inundações aumenta drasticamente. Adicionalmente, será de referir também que o aumento dos caudais provoca um arrastamento dos poluentes e sedimentos para os rios e linhas de água, provocando a deterioração da qualidade da água.

Uma vez que a expansão urbana tem provocado uma alteração no ciclo natural da água, é comum observar-se um comportamento hidráulico deficiente de redes de drenagem pluvial devido ao subdimensionamento para a situação atual e aos entupimentos e obstruções de coletores, com conseqüente entrada em carga de coletores e inundações dos pontos baixos das bacias hidrográficas (Butler e Davies, 2011).

De facto, a existência de águas residuais, por si só, constitui uma consequência da urbanização. Os sistemas de drenagem onde exista a mistura de águas residuais com águas pluviais podem permitir a entrada de águas residuais no rio. Num sistema desenvolvido, grande parte do material que é adicionado à água durante a sua utilização aquando da sua transformação em água residual é removido numa estação de tratamento para que depois esta possa ser devolvida ao ciclo natural da água. Apesar de tudo, a Natureza consegue por si só tratar alguns tipos de material, tais como, matéria orgânica, mas não nas quantidades produzidas pela comunidade.

Em suma, os efeitos da urbanização no processo de drenagem envolvem o surgimento de maiores e repentinos caudais de ponta, a introdução de poluentes e a necessidade de um tratamento de águas residuais.

Desta forma, é urgente implementar práticas de gestão e dimensionamento de estruturas de drenagem urbana adequadas que permitam um desenvolvimento socioeconómico sustentável.

Para tal, é necessário atualizar as ferramentas de modelação existentes e promover uma consciencialização das consequências decorrentes de ações incorretas, de acordo com a evolução do conhecimento.

Um sistema de drenagem deve ser capaz de drenar as águas sem provocar impactes negativos no local onde é implementado, bem como, nas zonas urbanas a jusante. Atualmente, o sistema de drenagem pluvial deve promover a preservação das linhas de água, ter preocupações com a qualidade da água e procurar tirar partido de áreas verdes, parques e zonas de lazer, o que introduz o conceito de Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável (SUDS), tal como será abordado num capítulo específico (Sá Marques et al., 2013).

2.5 Qualidade da água

Os sistemas de drenagem são projetados para minimizar a frequência de ocorrência de cheias, de tal forma que a descarga de poluentes para o meio recetor seja minimizada. Os poluentes produzidos numa determinada área urbana que atingem o meio hídrico recetor são provenientes dos descarregadores de tempestade, do escoamento superficial da água e do efluente da estação de tratamento. Estes diversos poluentes podem afetar gravemente não só a composição química da água, com repercussões na vida animal e humana, mas também as espécies presentes na água. O impacto de uma descarga fortemente carregada de poluentes pode originar uma redução drástica da quantidade de oxigénio dissolvido na água, de tal forma que provoque a morte dos peixes.

Todos os lagos e rios possuem uma capacidade própria de assimilar determinadas quantidades de poluentes, através de processos físicos, químicos e bioquímicos. No entanto, quando a carga de poluentes excede essa capacidade do meio recetor, a vida aquática é colocada em risco e as atividades recreativas exercidas pelo Homem passam a ser limitadas. Pelo contrário, a capacidade que o meio recetor tem para assimilar substâncias tóxicas é bastante reduzida. Adicionalmente, a água poluída libertada por descargas pode provocar maus odores e originar problemas de saúde. Desta forma, num sistema de drenagem ideal, pretende-se que as descargas possam ser assimiladas pelo meio recetor, que a sua qualidade da água seja otimizada e que os custos do tratamento sejam minimizados.

Quando substâncias ou impurezas, de origem orgânica ou inorgânica, estão presentes numa água conferem-lhe determinadas propriedades ou características que é importante conhecer para que se possam escolher, por exemplo, o tratamento a que é necessário submetê-la para abastecimento público, ou para avaliar os níveis de poluição de massas de águas naturais (Sousa, 2001).

Os impactes na qualidade da água do meio recetor são diversos e difíceis de avaliar devido à natureza intermitente e temporária da carga poluente. Estes dependem de vários fatores, incluindo a magnitude e duração da chuvada, tipo de solo, intervalo entre as chuvadas, tipo de utilização do solo, ligações ou descargas ilegais e a quantidade de água que o meio recetor acolhe. Apesar de ser difícil avaliar o impacte causado pela água pluvial no meio recetor, sabe-se que esta apresenta uma quantidade de poluentes considerável (Debo e Reese, 2003).

Os poluentes contidos na água urbana incluem essencialmente: sedimentos, substâncias consumidoras de oxigénio, metais pesados, nutrientes, bactérias, óleos e gorduras, substâncias tóxicas raras, pesticidas, entre outros (Burton e Pitt, 2002).

No estudo realizado por Gasperi et al. (2012) verificou-se que existe uma vasta gama de poluentes prioritários nas descargas efetuadas pelos descarregadores de tempestade em sistemas unitários. Das 88 substâncias monitorizadas, foram detetadas 49, incluindo 19 substâncias tóxicas prioritárias. Este estudo, tal como outros, evidenciam o impacte na qualidade da água do meio recetor provocado pela atividade dos descarregadores de tempestade.

2.5.1 Sólidos Totais

No âmbito das águas residuais e pluviais os sólidos podem ser divididos essencialmente em quatro categorias: grosseiros, finos, em suspensão e filtráveis.

Geralmente são considerados sólidos grosseiros os sólidos retidos num peneiro de 6mm. Os sólidos grosseiros provenientes de água residual incluem: fezes fecais, papel higiénico, produtos de higiene feminina, etc. Por sua vez, os sólidos provenientes da água pluvial incluem tijolos, madeira, latas, papel, etc. O principal inconveniente destes sólidos é impacte visual causado pela sua descarga no ambiente natural. Por outro lado, também originam problemas de manutenção devido ao depósito e bloqueio das redes, bem como, podem provocar a obstrução dos equipamentos nas estações de tratamento, particularmente durante a ocorrência de cheias.

Os sólidos finos (areia) podem ser definidos como um material granular e inerte que fica retido num peneiro de 150 μm .

O conteúdo dos sólidos suspensos é a matéria sólida (orgânica e inorgânica) que permanece em suspensão e fica retida quando uma amostra é filtrada (por norma o tamanho dos poros é de 0.45 μm). A fração dos sólidos em suspensão inclui os sólidos sedimentáveis que decantam após um período de 60 minutos. As frações mais finas de sólidos em suspensão são as maiores responsáveis pelo transporte de poluentes. Quando se verificam altas concentrações ocorre um aumento da turvação, uma redução da penetração da luz e uma interferência com muitos tipos de peixes e invertebrados aquáticos. Mesmo após a deposição, os poluentes associados a estes sedimentos podem apresentar ainda um risco, uma vez que podem provocar um atraso na carência de oxigénio, ou podem voltar a ficar suspensos perante caudais elevados.

Cada uma das categorias referidas podem, ainda, ser classificadas de acordo com a sua volatilidade a 600 °C. Esta classificação destina-se a quantificar as parcelas orgânica e inorgânica dos sólidos totais. À temperatura de 600 °C, a parte orgânica dos sólidos volatiliza e a parte inorgânica permanece sob a forma de cinzas. Desta forma, são definidos os sólidos em suspensão voláteis e os sólidos em suspensão fixos como sendo, respetivamente, a parcela orgânica e inorgânica dos sólidos totais. Segundo o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto o Valor Limite de Emissão (VLE) deste parâmetro na descarga de águas residuais é de 60 mg SST/l. Apesar de tudo, quando os descarregadores de tempestade efetuam uma descarga, dadas as circunstâncias de emergência, esta imposição não se aplica.

2.5.2 Oxigénio dissolvido

A concentração de oxigénio dissolvido (OD) é um excelente indicador da qualidade da água. Todos os seres vivos existentes no rio requerem oxigénio. Na ausência de substâncias tóxicas, existe uma correlação fiável entre a carência de oxigénio e a biodiversidade (a maioria dos peixes morre quando as concentrações de OD descem abaixo dos 4mg/l). Desta forma, para entender as reações que ocorrem num sistema de drenagem urbana é necessário medir ou prever o nível de OD na água. O nível de OD na água depende das atividades físicas, químicas e bioquímicas que ocorrem. Uma massa de água com poucos ou nenhuns poluentes terá uma concentração de oxigénio de cerca de 10mg/l à pressão atmosférica e à temperatura ambiente.

Nas massas de água, a solubilidade do oxigénio depende de diversos fatores, entre os quais se destacam a pressão atmosférica, a temperatura e a salinidade.

A diminuição da pressão atmosférica implica uma diminuição do teor em oxigénio dissolvido. Como já foi referido, o aumento da temperatura implica uma diminuição do teor em oxigénio dissolvido porque diminui a sua solubilidade e aumenta o número de microrganismos

consumidores de oxigénio. Por outro lado, um aumento da salinidade também implica uma diminuição da solubilidade do oxigénio. A baixa solubilidade do oxigénio na água limita a capacidade de auto-depuração das águas naturais, o que torna necessário o tratamento das águas residuais antes da sua descarga nos meios recetores (linhas de água, lagos, naturais ou artificiais, e oceanos). O teor em OD de uma água também varia consoante a sua origem. Desta forma, enquanto as águas superficiais não poluídas podem conter quantidades apreciáveis de oxigénio, geralmente em condições de sobre-saturação, as águas subterrâneas profundas contêm quantidades reduzidas.

Os compostos orgânicos existentes na água são instáveis e são facilmente estabilizados ao serem oxidados biologicamente ou quimicamente para produtos inertes tais como: dióxido de carbono, nitratos, sulfatos e água. Existem três categorias principais de compostos orgânicos biodegradáveis:

- hidrocarbonetos tais como o açúcar, amido, celulose, entre outros;
- compostos azotados, cujos principais compostos são as proteínas, os aminoácidos e a ureia;
- lípidos e gorduras, que são praticamente insolúveis na água, mas solúveis em solventes orgânicos.

A água residual e a água pluvial contêm normalmente enormes quantidades de compostos orgânicos. Como tal, torna-se impossível quantificar individualmente cada um destes compostos. Por este motivo, existem diferentes testes para quantificar a matéria orgânica de um modo agregado (Temido, 2012).

Tal como foi referido, um desses métodos consiste em medir a percentagem de sólidos voláteis em função dos sólidos totais. No entanto, uma vez que este método está sujeito a uma grande margem de erro não é o indicador mais utilizado. Atualmente, os métodos ou testes mais utilizados são os seguintes: a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), a Carência Química de Oxigénio (CQO) e o Carbono Orgânico Total (COT).

A CBO representa o oxigénio consumido pelos microrganismos durante a oxidação da matéria orgânica presente numa determinada água em condições aeróbias. Uma vez que o processo de oxidação é moroso, convencionou-se utilizar como parâmetro representativo do teor em matéria orgânica de uma água, o valor da CBO ao fim de cinco dias de incubação, a 20 °C (CBO_5^{20}). A quantidade inicial de matéria orgânica disponível para decomposição é medida, no fim do período de incubação, através da quantidade de oxigénio que foi consumida. Este é o teste utilizado na maior parte dos casos, para determinar o consumo de oxigénio pelos microrganismos, nas massas de água (Sousa, 2001). A CBO, correspondente à oxidação bioquímica total da matéria orgânica, designa-se por carência última de oxigénio (CUO ou CBOu).

O teste da CQO mede a quantidade de oxigénio necessária para oxidar quimicamente, em determinadas condições, a matéria orgânica presente numa água. Para este efeito, o oxigénio equivalente à matéria orgânica é medido pela utilização de um agente oxidante químico forte como o dicromato de potássio ou o ácido sulfúrico ($K_2 Cr_2 O_7$ ou $H_2 SO_4$). Dado que alguns compostos inorgânicos podem interferir com o teste, há que ter o cuidado prévio de os eliminar. Este teste é particularmente útil para medir a matéria orgânica em águas residuais industriais e domésticas que contenham compostos tóxicos para os microrganismos.

Finalmente, o teste do COT, que se aplica especialmente para águas com baixos teores de matéria orgânica, consiste na sua combustão rápida num aparelho especial e a altas temperaturas. Neste caso, o carbono orgânico é totalmente oxidado ou convertido em anidrido carbónico, cuja medição é feita através de um analisador de infravermelhos.

Por norma, o rearejamento reestabelece o equilíbrio após a redução dos níveis de OD devido ao consumo por parte dos seres vivos. Quando o rearejamento é insuficiente originam-se decréscimos na quantidade de OD. A taxa de remoção do oxigénio por parte dos poluentes depende da sua fonte e a taxa de rearejamento depende das características da massa de água e da velocidade do escoamento. Nesse sentido, é necessário calibrar estes fatores para situações diferentes. Os processos que envolvem o consumo de oxigénio são consideravelmente mais complexos devido ao efeito da fotossíntese das plantas e das algas. Estes organismos produzem oxigénio durante o dia através da fotossíntese e consomem oxigénio para a respiração durante a noite. A fotossíntese e a respiração são ambas sazonais e dependentes da temperatura. Por outro lado, também dependem das características do rio e do nível de poluentes e nutrientes, particularmente azoto e fósforo. As descargas promovidas pelos descarregadores de tempestade contêm quantidades significantes de nutrientes que podem ser suficientes para provocar uma redução dos níveis de OD. No caso de se verificarem descargas contínuas, a pior situação ocorrerá no Verão durante a noite onde a respiração será maior e quando os poluentes estarão mais concentrados devido aos caudais reduzidos do escoamento. No caso de descargas intermitentes, a situação é consideravelmente mais complexa devido à variação da carga poluente que é descarregada em diferentes alturas do dia (Price e Vojinovic, 2011). Segundo o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, os Valores Limite de Emissão (VLE) dos parâmetros CBO e CQO na descarga de água residuais são de 40 mg O_2/l e 150 mg O_2/l , respetivamente.

2.6 Impacte da primeira descarga (*first flush*)

Existe um fenómeno particularmente problemático associado às primeiras descargas após um longo período sem ocorrência das mesmas. Nestas circunstâncias verifica-se que os sedimentos acumulados nos coletores durante o período seco são arrastados durante a descarga. Uma vez que os maiores eventos de poluição ocorrem quando o caudal é menor e a quantidade descarregada é relativamente pequena (devido à baixa diluição) este fenómeno pode ser determinante no impacte global da poluição. Embora sejam raros, existem cenários onde os sistemas podem produzir um pico de poluentes num ponto intermédio ou mesmo no fim da descarga. Este fenómeno pode ser identificado em hidrogramas, perante um aumento acentuado da concentração de poluentes perto do início de uma tempestade. Verifica-se que mesmo que a concentração permaneça constante à medida que aumenta o caudal, isto significaria um aumento da carga de poluentes. Por outro lado, este fenómeno também pode ser identificado através da análise de um gráfico de carga de poluentes acumulada em função do caudal escoado acumulado (Figura 2.9). Uma linha inclinada a 45° indica que os poluentes estão uniformemente distribuídos ao longo da tempestade. Se essa linha estiver acima dos 45°, provavelmente ocorreu este fenómeno (Butler e Davies, 2011). No entanto, existem várias interpretações na literatura relativas ao conceito de *first flush*. Saget et al. sugerem que existe *first flush* quando pelo menos 80% da carga poluente acumulada é arrastada durante 30% do volume escoado inicial, por outro lado, segundo Deletic ocorre *first flush* quando 20% ou mais da carga poluente acumulada é arrastada durante 20% do volume escoado inicial (Saget et al., (1996) e Deletic (1998) em Temprano et al., (2006)).

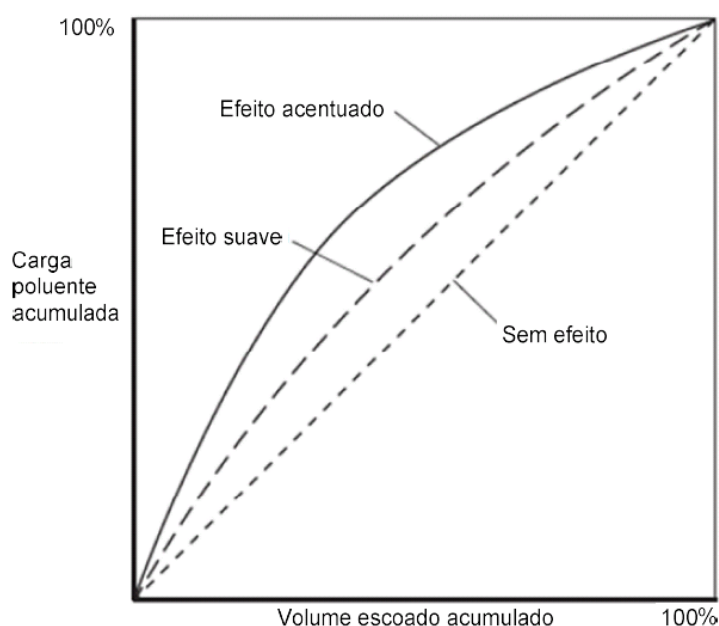


Figura 2.9 – Impacte da primeira descarga (adaptado de Metcalf et al., 2003)

2.7 Enquadramento legal

Uma das principais ferramentas de gestão e proteção dos recursos hídricos é a Diretiva-Quadro Água (DQA), adotada pela União Europeia no ano 2000.

Esta Diretiva introduziu uma nova abordagem legislativa baseada em formações hidrológicas e geográficas naturais (as bacias hidrográficas) e não em fronteiras nacionais ou políticas. Além disso, esta Diretiva pretende promover a coordenação de diversas políticas da UE e estabelece um calendário de ação preciso, segundo o qual todos os recursos hídricos da União devem ser repostos em boas condições até 2015. Através da gestão integrada das bacias hidrográficas, toda a massa de água é protegida por meio de uma estratégia holística coordenada, em que todas as partes interessadas participam ativamente nos processos de decisão. É este o princípio subjacente à Diretiva-Quadro Água.

No caso das águas de superfície, este objetivo é definido impondo limites à concentração de poluentes específicos de importância comunitária (substâncias prioritárias), tendo sido identificadas 33 até à data. Em Dezembro de 2008, foi publicada uma nova Diretiva que estabelece limites – as normas de qualidade ambiental (NQA) - para essas 33 substâncias e para outras 8 regulamentadas por legislação anterior. A Diretiva-Quadro Água impõe que as águas de superfície tenham um bom estado ecológico, o que permite aferir acerca da qualidade ambiental dos ecossistemas. Para cumprir este objetivo, os Estados-Membros poderão ter de garantir o controlo de outros poluentes de importância nacional.

Relativamente às águas subterrâneas a Diretiva-Quadro Água impõe que estas tenham um bom estado químico. É reforçada pela Diretiva Águas Subterrâneas, de 2006, que especifica medidas para avaliar, fiscalizar e controlar a poluição das águas subterrâneas (Europeia e Ambiente, 2008).

Com a entrada em vigor da DQA em 2000, foi necessário efetuar uma revisão da legislação nacional, tendo sido publicada a Lei da Água (Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro) que assegura a sua transposição. Na Lei da Água, para além dos princípios gerais consignados na Lei de Bases do Ambiente (Lei nº 11 de 1987), são definidos os princípios do valor social da água, da dimensão ambiental da água, do valor económico da água, tendo por base os princípios do “poluidor-pagador” e do “utilizador-pagador”, e da gestão integrada das águas e dos ecossistemas, condição necessária ao desenvolvimento sustentável. Esta lei indica a região hidrográfica como a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica. No quadro da especificidade das bacias hidrográficas, são criadas em Portugal 10 regiões hidrográficas.

Existem no entanto, outros instrumentos legais, além dos anteriormente referidos, que também merecem destaque, nomeadamente:

- o Decreto-Lei n.º 364/98, de 21 de Novembro atribui responsabilidades aos municípios relativamente à prevenção da ocorrência de inundações;
- o Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Neste documento constam os Valores Limite de Emissão (VLE) na descarga de águas residuais;
- o Decreto-Lei n.º 166/2008 regula a Reserva Ecológica Nacional (REN) que veio a considerar as zonas ameaçadas pelas cheias áreas de risco, integrando as áreas ainda livres de ocupação, que passam a constituir uma restrição de utilidade pública;

Existem indicadores que têm como objetivo avaliar o controlo de descargas de águas residuais para o meio recetor de acordo com as recomendações das seguintes Diretivas (Freixial e Franco, 2012):

- Diretiva do Conselho 91/271/CEE: no seu Anexo I refere “...visto não ser possível na prática, construir sistemas coletores e ETAR capazes de tratar todas as águas residuais, em situações como por exemplo, quedas de chuvas torrenciais excecionais, os Estados-membros tomarão uma decisão relativamente às medidas a tomar que poderão basear-se em taxas de diluição em relação ao caudal de tempo seco ou especificar um determinado número admissível de descargas por ano...”.
- Diretiva 2000/60/CE - Diretiva Quadro (n.º 1 e 2 do Art.10.º): reforça a necessidade do controlo de emissões de descargas de fontes tóxicas já definidas em Diretivas anteriores (descargas de águas residuais urbanas, águas balneares, águas piscícolas);
- Diretiva 2004/35/CE. (Art.º 7.º e 12.º): invoca a responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais (mecanismos de responsabilidade e principio do poluidor-pagador).

Mais concretamente, em relação à descarga de águas residuais não tratadas existe um indicador que consiste na percentagem de descarregadores com descarga direta para o meio recetor monitorizados e com funcionamento satisfatório. Podem surgir algumas dificuldades inerentes à caracterização deste indicador, tais como, a inexistência dos equipamentos de monitorização das descargas e o desconhecimento da classificação do meio recetor. A definição dos valores de referência deste indicador na Europa tem evoluído ao longo dos anos. Relativamente à conceção e dimensionamento dos descarregadores é aceite uma aproximação pragmática, o fator de diluição (Freixial e Franco, 2012). Nesse sentido, como forma de avaliação deste indicador foi adotada pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) uma métrica com base na frequência das descargas em função dos usos do meio recetor. Neste estudo, apesar de não se aplicar às descargas efetuadas pelos descarregadores de tempestade (dadas as circunstâncias de emergência), será considerado o

Valor Limite de Emissão (VLE) relativo ao parâmetro SST, definido pelo Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, para aferir sobre a carga poluente que é libertada no meio recetor. Segundo este Decreto-Lei, o VLE deste parâmetro na descarga de águas residuais é de 60 mg SST/l.

2.8 Modelação

A modelação matemática consiste em quantificar os processos físicos e sociais que ocorrem no mundo real através de relações matemáticas. Um modelo matemático é essencialmente um objeto matemático que gera dados de saída a partir de dados de entrada. Este objeto representa um aspeto da realidade e como tal, é necessariamente uma simplificação da realidade (Price e Vojinovic, 2011). O acesso generalizado aos computadores e a melhoria dos métodos de amostragem proporcionou um desenvolvimento dos modelos de drenagem urbana, que foram calibrados e validados através de comparações com medições de campo (Mays, 2004).

No âmbito da drenagem urbana, estes modelos permitem efetuar uma simulação do comportamento do sistema de drenagem sob determinadas condições, nomeadamente, condições extremas. Como tal, podem ser utilizados como ferramenta de apoio ao dimensionamento de novos sistemas ou à análise dos sistemas já existentes. Desta forma pode-se verificar se os novos sistemas são capazes de responder de forma eficaz perante as condições para as quais são dimensionados. Quando os sistemas já existem, os modelos podem desempenhar um papel importante ao permitir averiguar se existe a necessidade de implementar melhoramentos e qual a melhor forma de os conseguir.

Num modelo de drenagem urbana, existem tipicamente três tipos de módulos que são frequentemente utilizados: o módulo hidrológico (transformação da precipitação em escoamento superficial), o módulo hidráulico (simulação do escoamento) e o módulo de qualidade da água (Debo e Reese, 2003). O primeiro módulo quantifica o escoamento superficial através de algoritmos de transformação da precipitação em escoamento, que dependem das características da bacia de drenagem. O segundo módulo representa o movimento da água na rede de coletores ou canais, onde os dados de entrada são os resultados do primeiro módulo (Sá Marques et al., 2013). Por fim, o módulo de qualidade da água permite simular a acumulação e transporte da carga poluente, entre outros fenómenos.

Um processo de simulação inclui três fases essenciais: a validação, a calibração e a verificação. A validação corresponde a verificar se o modelo reproduz os processos tal como estes ocorrem na realidade. A fase de calibração consiste em verificar se o modelo validado reproduz as situações reais, confirmado por medições. Para tal é necessário ajustar o modelo

para que os resultados obtidos sejam o mais próximo possível da realidade. Por fim a verificação é que averigua se os parâmetros do modelo, definidos através da calibração, conduzem a reproduções corretas da realidade em situações não testadas no processo de calibração (Sá Marques et al., 2013).

2.8.1 Precipitação

A precipitação pode ser definida como um evento meteorológico onde uma determinada quantidade de água precipita sob a forma de chuva durante um determinado período de tempo. Cada evento de precipitação é caracterizado por uma distribuição espacial e temporal diferente. Por norma, a precipitação é utilizada como dado de entrada para os modelos hidrológicos, permitindo, após vários estudos, a elaboração de sistemas de drenagem e a previsão de inundações urbanas (Estellés, 2010).

2.8.2 Modelação hidrológica

Um modelo hidrológico pode ser definido como um instrumento desenvolvido para permitir perceber o comportamento de uma bacia hidrográfica. O escoamento originado pela precipitação varia consoante determinados fatores, tais como: a rugosidade, a permeabilidade da superfície e a forma da bacia, ou as características da chuvada, como sejam a duração e a intensidade. Os modelos hidrológicos implementados nos *softwares* comerciais são, na maioria dos casos, modelos empíricos ou conceituais. Estes métodos descrevem a relação entre uma variável dependente e outras variáveis que descrevem o processo consoante o conhecimento dos processos físicos envolvidos e de medições empíricas (Leitão et al., 2008).

Segundo (Leitão et al., 2008) os modelos hidrológicos mais utilizados são os seguintes: método racional, o modelo da curva tempo-área, o método do hidrograma unitário e modelo de reservatório. O método racional constitui o modelo hidrológico mais simples e também o mais utilizado. A racionalidade do método consiste em supor que o caudal máximo no extremo jusante de uma bacia se verifica quando toda a bacia está a contribuir, o que acontece quando a duração da chuvada iguala o tempo de concentração. O caudal estimado através deste método é definido pela seguinte expressão:

$$Q = CIA \quad (1)$$

A intensidade de precipitação, I , que é normalmente variável durante a chuvada, é considerada constante e representada pela média do valor verificado durante a chuvada em

análise. As condições relativas ao solo e ao escoamento da bacia são traduzidas pelo coeficiente C . Este método é aplicável a uma bacia com uma área, A , inferior a 15 km^2 (Sá Marques e Sousa, 2008).

Tal como é referido por Leitão (2008), no modelo da curva tempo-área, o volume do escoamento superficial é controlado pelas perdas iniciais, pela área da bacia e pela perda hidrológica contínua. O tempo de concentração da bacia e a curva tempo-área controlam o hidrograma de escoamento.

No método do hidrograma unitário admite-se que a bacia se comporta como um sistema linear, e que as chuvas complexas podem ser subdivididas em chuvas simples de modo que, se forem conhecidos os hidrogramas resultantes das chuvas simples, determina-se facilmente o hidrograma correspondente à chuva complexa. Para tal, baseia-se na propriedade principal dos sistemas lineares, que é a sobreposição dos efeitos (Lima, 2005).

Por último, os modelos de reservatório caracterizam-se por apenas considerarem a lei de conservação da massa, não considerando a equação de conservação da quantidade de movimento. Desta forma, a resposta da bacia é instantânea. No caso dos modelos de reservatório linear, assume-se que uma bacia atua como um reservatório, onde o caudal de saída evolui linearmente em função do armazenamento (Leitão et al., 2008).

2.8.3 Modelação hidráulica

Quando um sistema de drenagem é submetido a uma situação de chuvadas intensas, fica sujeito a uma variação de caudal grande e rápida, podendo originar fenómenos como inundações e cheias, inversões de sentido do escoamento, efeitos de jusante, mudança de regime e escoamento sob pressão. Estes fenómenos só são convenientemente representados através de modelos hidrodinâmicos.

As equações matemáticas unidimensionais e bidimensionais mais utilizadas para descrever o comportamento de um escoamento variável em superfície livre são as equações de Saint-Venant. Estas equações resultam da integração vertical das equações de Navier-Stokes, quando se efetuam as seguintes considerações:

- a componente da velocidade e aceleração no eixo vertical são desprezáveis;
- a pressão é hidrostática;
- o fundo apresenta uma inclinação pequena;
- numa secção a velocidade horizontal é constante ao longo da vertical;

- os efeitos da turbulência e das tensões tangenciais podem ser considerados de uma forma agregada.

Estas equações permitem conhecer a altura de escoamento e uma velocidade média do escoamento ao longo de uma secção transversal. Perante eventos de precipitação extremos, um sistema de drenagem pode atingir a capacidade máxima dos coletores. Nestas circunstâncias o escoamento dá-se sob pressão, pelo que, para que as equações de Saint-Venant possam continuar a ser consideradas, é necessário introduzir o conceito de fenda de Preissmann (Butler e Davies, 2011). Desta forma, considera-se a existência de uma fenda imaginária situada na parte superior do coletor, permitindo que a altura de escoamento exceda o diâmetro do coletor, simulando assim o efeito do escoamento sob pressão, tal como se observa na Figura 2.10. Quando um coletor entra em carga, a água pode sofrer um movimento ascendente, passando o escoamento a processar-se também à superfície.

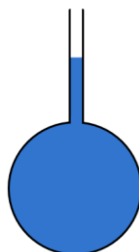


Figura 2.10 – Fenda de Preissmann

No caso do estudo do escoamento em coletores, existe uma direção muito bem definida e uma secção constante, o que permite a utilização de modelos unidimensionais (Sá Marques et al., 2013). Inicialmente, os sistemas de drenagem foram modelados utilizando a abordagem 1D, que estava limitada à simulação do escoamento nos coletores, não considerando a interação com o escoamento superficial. As inundações ocorridas nos últimos anos incitaram o desenvolvimento de diversos trabalhos de investigação, que conduziram a um aperfeiçoamento dos modelos de drenagem urbana existentes (Leitão, 2009; Maksimovic et al., 2009; Leandro et al., 2011; Simões, 2012). Desta forma, foi introduzido o conceito de drenagem dual (Djordjevic et al., 2005), onde o escoamento superficial é simulado através de um sistema constituído por canais abertos e bacias (sistema principal), que por sua vez está ligado ao sistema de coletores (sistema secundário) (Price e Vojinovic, 2011). A Figura 2.11 apresenta um esquema da interação entre o sistema de coletores e a bacia de drenagem.

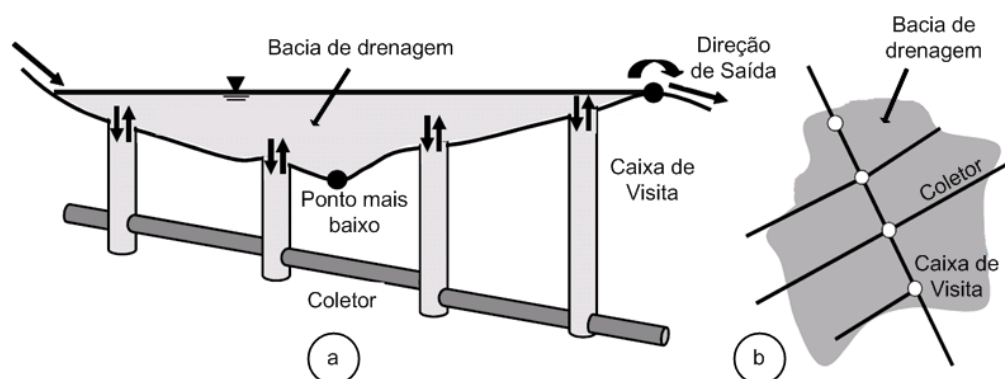


Figura 2.11 – Interação entre o escoamento em coletores e a bacia de drenagem: a) vista em perfil; b) vista em planta (Adaptado de Maksimovic et al., 2009)

Quando se pretende avaliar o comportamento de redes de drenagem perante eventos extremos, este conceito apresenta uma importância crucial uma vez que ambos os sistemas interagem entre si, existindo, por vezes, o movimento (ascendente e/ou descendente) de grandes quantidades de água (Leitão et al., 2012). Como exemplo, pode-se indicar a ocorrência de um movimento ascendente do escoamento até à superfície, provocado pela entrada em carga de um sistema de coletores.

Atualmente existem duas abordagens distintas relativamente aos modelos de drenagem dual, sendo que, ambas utilizam um modelo unidimensional para a rede de coletores. No entanto, uma abordagem 1D/1D também representa a superfície através de um modelo unidimensional e por sua vez, a abordagem 1D/2D representa a superfície através de um modelo bidimensional (Sá Marques et al., 2013). Num modelo 1D/1D a superfície é modelada através de um conjunto de bacias e nós conectados por ligações, em que os nós representam as junções de canais, os cruzamentos ou as depressões no terreno e as ligações são essencialmente os canais abertos (Simões, 2012). Por norma, os modelos 1D/1D demoram menos tempo a simular, por serem mais simples. Os seus resultados apenas serão aceitáveis quando a incerteza em relação aos caminhos superficiais que o escoamento percorrerá, seja pequena.

Por sua vez, nos modelos 1D/2D a superfície é dividida em pequenos elementos individuais, onde cada um desses elementos contém várias informações, tais como a elevação, o tipo de cobertura, as propriedades do solo e o coeficiente de rugosidade (Leitão, 2009). Uma vez que estes modelos são mais complexos, apesar de permitirem obter uma maior certeza nos resultados, o tempo de execução de cada simulação é mais longo. Quando se pretende simular eventos extremos, em zonas onde existe escoamento multidirecional na maior parte da superfície urbana, estes modelos constituem a melhor opção.

A escolha entre utilizar um modelo 1D/1D ou 1D/2D (dependendo do caso em estudo e dos parâmetros do modelo) determina a certeza dos resultados e o tempo computacional necessário para os obter (Leandro et al., 2009).

2.8.4 Modelação da qualidade da água

O transporte dos poluentes existentes numa água residual, o seu tratamento e a descarga no meio recetor constituem uma parte crucial de um sistema de drenagem e por isso, devem ser modelados. O objetivo principal de um modelo de qualidade da água aplicado a um sistema de drenagem consiste em simular a variação da concentração de poluentes numa determinada secção e ao longo de um determinado período de tempo (Butler e Davies, 2011). Estas simulações são utilizadas para melhorar o desempenho dos sistemas existentes e auxiliar o dimensionamento dos sistemas futuros. Os poluentes que são transportados até um DT derivam da água residual e da superfície de escoamento. No esquema da Figura 2.12 estão representados os principais elementos que influenciam a qualidade da água de um sistema de drenagem. Os processos e parâmetros que são considerados no modelo de qualidade da água utilizado serão abordados com maior detalhe na subsecção 2.10.1.

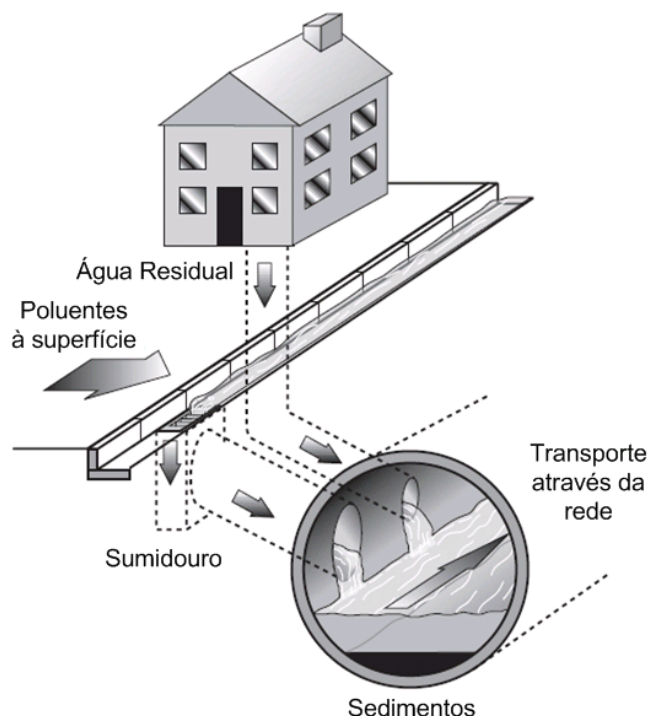


Figura 2.12 – Elementos que influenciam a qualidade da água num sistema de drenagem
(Adaptado de Butler e Davies, 2011)

2.9 Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável

A impermeabilização do solo e a desmatação da vegetação, resultantes do desenvolvimento urbano, alteram as condições naturais de infiltração, diminuindo o atrito da água com o solo e aumentando a velocidade de escoamento. Desta forma, diminui a evapotranspiração e o tempo que a água permanece na bacia, o que provoca um aumento do volume de água a ser escoado superficialmente, provocando também a erosão. No início dos anos 90 começou a surgir uma maior preocupação com o destino das águas em meio urbano, o que originou a introdução do conceito de drenagem sustentável. Este tipo de drenagem pretende atenuar ou evitar os processos erosivos do solo, e se possível, evitar as inundações (Kobayashi et al., 2008). Por outro lado, quando se pretende dimensionar uma rede de coletores pluviais para encaixar os caudais de ponta correspondentes a tempos de recorrência elevados, normalmente implementam-se coletores de grandes dimensões, os quais funcionam, na maior parte do tempo, a secção parcialmente cheia. Este hábito corrente implica um custo elevado dos coletores, bem como, um subaproveitamento (Lima, 2005). Nesse sentido, com vista ao amortecimento dos caudais de ponta e conseqüente redução dos diâmetros dos coletores podem-se destacar vários tipos de sistemas (Woods-Ballard et al., 2007):

- Vala artificial - canais largos, não muito profundos, cobertos por vegetação, que podem permitir a infiltração de água no solo;
- Bacias de detenção - consistem em depressões com superfície permeável, onde é possível armazenar a água proveniente da precipitação. Geralmente integram a estética e comodidade paisagística que um local tem para oferecer;
- Bacias de retenção - são estruturas de armazenamento de água pluvial, que podem ser a céu aberto ou cobertas e possuir, ou não, água de uma forma permanente;
- Superfícies permeáveis - consistem em superfícies que favorecem a infiltração da água pluvial, tais como, parques de estacionamento ou passeios (observar a Figura 2.13-a);
- Telhados verdes - são telhados cobertos por vegetação (ver a Figura 2.13-b).

Entre os vários tipos de SUDS, a bacia de retenção apresenta maior relevância, uma vez que será implementada na rede em estudo.



Figura 2.13 – Exemplos de SUDS: a) superfície permeável; b) telhado verde (SUDSnet@, 2014).

2.9.1 Bacia de retenção

A bacia de retenção é uma estrutura que se destina a regularizar os caudais pluviais afluentes, restituindo a jusante caudais compatíveis com um limite previamente fixo ou imposto pela capacidade de escoamento de uma rede ou curso de água existente. Perante situações onde o caudal máximo admitido pela rede é ultrapassado, esta funcionalidade permite escoar caudais mais baixos durante um maior período de tempo, reduzindo assim o risco de inundações. Além da função específica de regularização, as bacias de retenção podem constituir locais de interesse recreativo e turístico (onde se pode viajar de barco e pescar), reserva de incêndio, reserva para fins de rega, entre outros (Lima, 2005). Existem bacias a céu aberto ou subterrâneas, sendo que as últimas são geralmente construídas em betão armado e preveem a utilização da parte superior da laje (praças, campo de jogos, parque de estacionamento, etc.). O custo das bacias subterrâneas é em média 3 a 5 vezes superior ao custo das bacias a céu aberto. Na Figura 2.14 encontra-se uma bacia a céu aberto construída numa encosta muito íngreme para um único módulo, pelo que, foi necessário criar três módulos para obter o volume de retenção suficiente (SUDSnet@, 2014).



Figura 2.14 – Bacia de retenção localizada na Escócia (SUDSnet@, 2014).

2.10 O Software SWMM

O *software Storm Water Management Model (SWMM)*, é um modelo de gestão de drenagem urbana desenvolvido pela *Environmental Protection Agency (EPA)*,

Este modelo de gestão de drenagem urbana é um modelo dinâmico chuva-vazão que simula a quantidade e a qualidade do escoamento superficial, especialmente em áreas urbanas. Este modelo contempla duas componentes: hidrológica e hidráulica.

A componente relativa ao escoamento superficial do SWMM opera com um conjunto de sub-bacias hidrográficas que recebem precipitações e geram escoamentos, bem como, cargas poluentes.

O módulo de transporte hidráulico simula o percurso destas águas através de um sistema composto por coletores, canais, dispositivos de armazenamento e tratamento, bombas e elementos de regulação. Este modelo permite acompanhar a evolução da quantidade e qualidade do escoamento dentro de cada sub-bacia, assim como a vazão, a altura de escoamento e a qualidade da água em cada coletor e canal, durante o período de simulação composto por múltiplos intervalos de tempo (Rossman, 2010).

2.10.1 Parâmetros e processos

Para compreender a forma como o modelo de qualidade da água em estudo funciona é necessário abordar os principais parâmetros e processos que são considerados no SWMM, cuja análise será efetuada de seguida:

Poluentes

Os poluentes são contaminantes definidos pelo utilizador que se acumulam na superfície da bacia e são arrastados e transportados para jusante durante uma chuvada. O SWMM consegue simular a produção, arraste e transporte de vários poluentes. Cada poluente é identificado pelo seu nome e unidades de concentração. Também é possível introduzir concentrações de poluentes diretamente no modelo (concentração de poluentes existente na água da chuva ou na água residual doméstica ou industrial). As concentrações geradas por arraste são calculadas internamente pelo SWMM.

Uso do solo

O uso do solo é caracterizado pelas atividades (residencial, comercial, industrial, entre outras) associadas a cada sub-bacia que afetam a produção de poluentes de formas diferentes. Este conceito é utilizado para representar a variação espacial das taxas de acumulação e arraste dos poluentes, bem como, a limpeza das ruas (no caso de se aplicar). Uma sub-bacia pode ser dividida em vários tipos de solo através da atribuição de percentagens.

Acumulação

A função de crescimento associada a cada tipo de uso do solo específica a taxa à qual um poluente é adicionado à superfície do solo durante os períodos de tempo seco, que estará posteriormente disponível para ser arrastado pelo escoamento durante uma chuvada. Existem três opções para simular a acumulação do poluente: função potência, função exponencial e função saturação.

Lixiviação

Segundo Rossman (2010), o arraste consiste no processo de erosão, mobilização e dissolução dos poluentes de uma superfície de uma bacia durante os eventos de tempo húmido. O SWMM permite escolher três formas de representar o processo de arraste para cada poluente e tipo de uso de solo: concentração média do evento, funções exponenciais e funções definidas pelo utilizador. No caso da concentração média do evento, assume-se que cada poluente apresenta uma concentração constante durante o arraste ao longo da simulação. Após serem arrastados da superfície da bacia, os poluentes entram na rede de drenagem e são transportados através dos coletores.

Redução dos poluentes à superfície

O SWMM possibilita a inclusão de duas formas de reduzir os poluentes existentes na superfície da bacia: as boas práticas de manutenção (*Best Management Practices* - BMP) e limpeza de ruas. O mecanismo associado às BMP assume que são aplicadas determinadas práticas que reduzem carga poluente arrastada ao considerar uma fração de remoção constante. A limpeza de ruas pode ser estabelecida para cada tipo de uso de solo. Para tal é necessário definir quatro parâmetros utilizados para obter a carga poluente remanescente na superfície da bacia no início de uma chuvada: dias entre a limpeza, fração da carga poluente que está disponível para remoção através da limpeza, número de dias desde a última limpeza até ao início da simulação e eficiência de remoção da carga poluente (em percentagem).

Infiltração

A infiltração ocorre quando a água da chuva penetra nas superfícies permeáveis do terreno até às zonas não saturadas do solo. No SWMM este processo pode ser modelado essencialmente através de duas formas (Rossman, 2010):

- Equação de Horton - este método baseia-se em observações empíricas demonstrando que a infiltração diminui exponencialmente a partir de um valor inicial máximo até um valor mínimo ao longo de um evento de chuva. Os parâmetros de entrada requeridos por este método incluem as taxas mínimas e máximas de infiltração, um coeficiente de decaimento que descreve o quão rápido a taxa diminui ao longo do tempo, e o tempo que demora um solo completamente saturado a drenar;
- Método Green-Ampt - este método assume que existe uma frente de humedecimento na coluna de solo, separando uma camada do solo com a humidade inicial de outra camada situada na parte superior onde o solo é saturado. Os parâmetros necessários para definir este método são o valor do défice inicial de humidade do solo, a condutividade hidráulica do solo e o potencial matricial na frente de humedecimento.

2.10.2 Modelos hidráulico e de qualidade

O modelo em estudo inclui módulos funcionais, que são coordenados por um módulo principal. Neste estudo foram utilizados os módulos de escoamento e transporte. O módulo de escoamento simula o escoamento em cada sub-bacia, de acordo com os dados pluviométricos de entrada e as características físicas da sub-bacia (área, comprimento, inclinação, grau de

impermeabilização, fator de resistência para o escoamento superficial, parâmetros de infiltração e acumulação superficial). O SWMM permite escolher o grau de simplificação das equações utilizadas (Barbosa et al., 2012):

- Modelo de escoamento em regime uniforme – consiste na forma mais simples de transporte da água. Segundo este modelo em cada intervalo de tempo de cálculo o escoamento é uniforme e permanente. Desta forma, o modelo apenas transfere o hidrograma de entrada no nó de montante do coletor para nó a jusante, sem atraso ou mudança na sua forma. Este modelo não tem em consideração o armazenamento de água que se produz nos condutos, o ressalto hidráulico, perdas na entrada e saída e escoamento sob pressão;
- Modelo da onda cinemática – este modelo resolve a equação da continuidade juntamente com uma forma simplificada da equação da quantidade de movimento em cada um dos coletores.
- Modelo da onda dinâmica – resolve as equações completas unidimensionais de Saint-Venant e, portanto, teoricamente, origina resultados mais precisos. Trata-se do método de resolução adequado para simular sistemas onde têm importância os fenómenos de ressalto hidráulico, originados por controlos a jusante ou pela presença de elementos de regulação, tais como, orifícios ou descarregadores. Como tal, foi o método selecionado para este estudo.

No âmbito da simulação da qualidade da água os processos seguintes podem ser modelados para qualquer número de substâncias associadas à qualidade da água definidas pelo utilizador:

- Acumulação do poluente durante o tempo seco, para diferentes usos do solo;
- Lixiviação do agente poluente como função do tipo de uso do solo;
- Contribuição direta decorrente da própria chuva;
- Entrada de águas residuais em tempo seco e outras contribuições externas especificadas pelo utilizador em qualquer ponto do sistema de drenagem;
- Redução na concentração do poluente por meio de tratamento em reservatórios ou devido a processos naturais em coletores e canais.

O comportamento dos poluentes é simulado de acordo com o volume escoado e as condições da área da bacia, tais como, dias de tempo seco, limpeza das ruas e o uso do solo, entre outros. O módulo de transporte simula o percurso do escoamento desde a ocorrência de uma chuvada à superfície até entrar no sistema unitário, tal como, o transporte de poluentes. A estimativa do escoamento no módulo de transporte é efetuada começando a montante dos coletores dirigindo-se para jusante. O processo de sedimentação de partículas existentes no escoamento de tempo seco e a posterior ressuspensão durante o tempo húmido são consideradas no modelo. No entanto, este modelo constitui apenas uma aproximação do fenómeno real de sedimentação e transporte que ocorre no sistema unitário.

Em modelos de qualidade da água, os parâmetros de entrada relacionados com a acumulação de poluentes são utilizados para representar os diferentes tipos de uso do solo. Embora estes parâmetros possam ser obtidos de várias formas em diferentes modelos de qualidade da água, a definição fundamental destes parâmetros é essencialmente semelhante para todos os modelos. A carga poluente acumulada durante o período de tempo seco antecedente é estimada pela carga máxima admissível e pela taxa de acumulação. As incertezas associadas a estes parâmetros podem ocorrer devido à variabilidade de diversos fatores, tais como: as características do tráfego, as superfícies rodoviárias, as atividades antropológicas, etc. De facto, a variabilidade dos parâmetros de entrada é a fonte mais importante de incertezas de um modelo (Butts et al., 2004). Outras fontes de incerteza, tais como, a estrutura do modelo podem conduzir a uma amplificação das incertezas associadas aos parâmetros de entrada (Haydon e Deletic, 2009).

Os descarregadores tal como os orifícios, são empregues para modelar descargas e estruturas de desvio do fluxo em sistemas de drenagem. O modelo SWMM contempla quatro tipos diferentes de descarregadores, cada um com sua equação para o cálculo da vazão. Os descarregadores podem ser utilizados como elementos de descarga das unidades de armazenamento em qualquer dos modelos hidráulicos de propagação de fluxos contemplados no programa. Caso não sejam vinculados a uma unidade de armazenamento, este tipo de elemento só pode ser empregue em redes de drenagem quando se emprega o modelo de propagação da onda dinâmica (Rossman, 2010). Os principais parâmetros a serem fornecidos ao modelo para um descarregador são: identificação dos nós de entrada e saída, a forma e a geometria do descarregador, a altura da crista do descarregador acima da cota do nó de entrada e o coeficiente de descarga.

3 METODOLOGIA

3.1 Caso de estudo

A cidade de Coimbra é uma cidade de média dimensão onde se têm verificado várias inundações urbanas, nomeadamente, a 9 de Junho de 2006, 21 de Setembro de 2008 e mais recentemente, a 24 de Dezembro de 2013 (observar a Figura 3.1). A zona central (Figura 3.2, linha contínua) constitui a zona normalmente mais afetada, pelo que, será a zona analisada neste estudo. Esta zona inclui a Praça 8 de Maio (Figura 3.2, linha descontínua), que se situa junto à Câmara Municipal e à Igreja Santa Cruz. A bacia hidrográfica da zona apresenta uma área total de cerca de 1.5 km². Esta área pode ser dividida em três regiões com características distintas (Sá Marques et al., 2013):

- a “Baixa”, que é uma zona de cota reduzida, maioritariamente ocupada por comércio e serviços, com 0.4 km² e um sistema de drenagem unitário;
- a “Alta”, que é uma zona com relevo acentuado e grandes declives, altamente urbanizada e com uma área de aproximadamente 0.2 km²;
- a área restante, que também é altamente urbanizada, com uma área de 0.9 km², onde são gerados os principais problemas de inundações.



Figura 3.1 - Inundação urbana na Igreja de Santa Cruz (Praça 8 de Maio, em Coimbra) a 24 de Dezembro de 2013 (ForumCoimbra@, 2013)



Figura 3.2 – Área de estudo na cidade de Coimbra (adaptado de Google@, 2013)

Os principais constituintes da rede em estudo são coletores, caixas-de-visita, descarregadores, uma bomba elevatória e um tanque de armazenamento. Os coletores apresentam uma secção circular, diâmetros compreendidos entre os 200 e 1550 mm e uma extensão de 34.8 km, 29 km dos quais unitários, e apenas 1.2 km são exclusivamente para águas pluviais. O tempo de concentração da bacia é estimado em 45 minutos.

3.2 Aplicação do modelo SWMM

Neste estudo será efetuada uma modelação hidráulica e de qualidade da água (relativamente ao parâmetro SST) de um sistema de drenagem unitário em meio urbano. Para concretizar esse objetivo, será utilizado o *software Storm Water Management Model (SWMM)*, desenvolvido pela *Environmental Protection Agency (EPA)*.

As razões que justificam a escolha deste *software* são o facto de ser de livre acesso, bem como, ser frequentemente recomendado para avaliar o comportamento e impacte dos descarregadores de tempestade na qualidade da água, tal como referem vários autores (Burton e Pitt, 2002; Temprano et al., 2006; Borris et al., 2012; Thériault e Duchesne, 2012).

3.3 Precipitação

Os eventos de precipitação considerados neste estudo foram obtidos através da aplicação do método dos blocos alternados (Chow et al., 1988), tendo sido utilizadas as curvas IDF regulamentares para obter a intensidade de precipitação. Considerou-se um evento de precipitação com um período de retorno de 100 anos e duração de 2.15. A duração do evento de precipitação considerada é igual a três vezes o tempo de concentração da bacia, que é estimado em 45 minutos. O facto de se considerar um evento de precipitação com duração três vezes superior ao tempo de concentração da bacia pode conduzir a um caudal de ponta de cheia superior ao caudal de ponta resultante de um evento com duração igual ao tempo de concentração (Portela et al., 2000). Nesse sentido, ao utilizar-se uma chuvada com duração igual ao tempo de concentração da bacia, existe a possibilidade de obter valores do caudal de ponta mais baixos do que os que realmente se verificam. Na Figura 3.3 encontra-se o evento de precipitação obtido através do método dos blocos alternados:

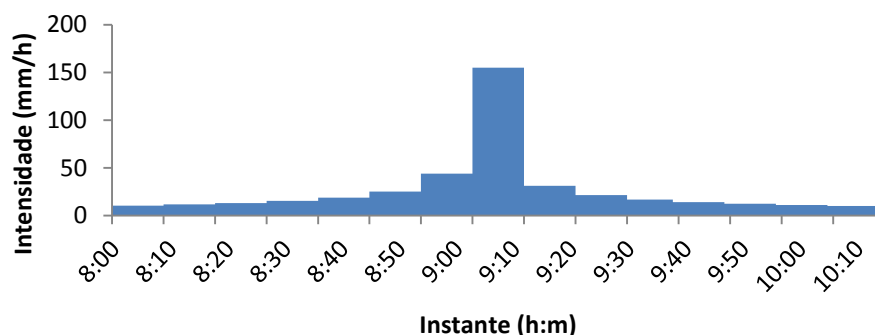


Figura 3.3 – Precipitação (evento com período de retorno de 100 anos)

3.4 Modelação hidrológica e hidráulica

No SWMM, cada sub-bacia é tratada como um reservatório não linear. As contribuições para o escoamento superficial derivam dos diferentes tipos de precipitação (chuva e neve) e de qualquer outra sub-bacia que esteja situada a montante (Rossman, 2010). O caudal de saída está associado a fenómenos de infiltração, evaporação e escoamento superficial, tal como se exemplifica na Figura 3.4.

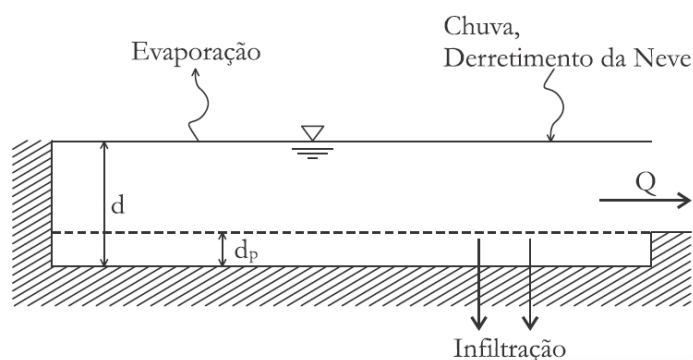


Figura 3.4 – Conceito de escoamento superficial incorporado no SWMM (Rossman, 2010)

Relativamente à modelação hidráulica, as equações matemáticas utilizadas pelo SWMM para descrever o comportamento de um escoamento variável em superfície livre são as equações de Saint-Venant completas.

3.5 Modelação da qualidade da água

Para efetuar a modelação da qualidade da água foi necessário ter em consideração a contribuição de duas fontes poluentes: a água pluvial (e conseqüente lixiviação) e a água residual doméstica. Neste modelo foi considerado o parâmetro Sólidos Suspensos Totais (SST), por ser frequentemente utilizado para aferir sobre a qualidade da água e por ser analisado nos estudos promovidos por diversos autores (Temprano et al., 2006; Cambez et al., 2008; Liu et al., 2011). Os SST existem tipicamente na água residual doméstica e a sua concentração é normalmente elevada. As descargas com elevada quantidade de SST provocam um decréscimo da quantidade de OD. Por outro lado, impedem a penetração da luz na água e conseqüentemente inibem a realização da fotossíntese. Quando se depositam, irão formar uma camada anaeróbica no leito, diminuindo a biodiversidade. No Quadro 3.1 apresentam-se os valores típicos da concentração de SST para cada tipo de água, segundo Metcalf et al. (2003):

Quadro 3.1 – Concentração de SST consoante o tipo de água

	Água da chuva	Água pluvial (escoamento superficial)	Água residual	Água residual e Água pluvial
SST (mg/L)	<1	67-101	120-370	270-550

No entanto, neste caso efetuou-se uma estimativa da concentração de SST na água residual doméstica com base nos consumos associados a cada nó da rede (disponibilizados pelas

Águas de Coimbra) e utilizando o conceito de população equivalente (PE). O conceito de PE baseia-se na carga de poluição gerada numa unidade industrial equivalente à gerada num aglomerado urbano com aquela população. Em termos do volume de água, 1PE corresponde a 0.2 m³/d, podendo existir outras definições de PE. No caso do parâmetro SST, 1PE corresponde a 90 g SST/d. Desta forma, considerando uma capitação de 200 l/hab.d estimou-se o número de habitantes associado a cada nó:

$$População = \frac{Afluência\ doméstica}{Capitação} \quad (3)$$

Daí resultou uma população equivalente de cerca de 8000 habitantes na zona central. Posteriormente, utilizando o conceito de população equivalente relativo ao parâmetro SST, obteve-se a concentração de carga poluente em cada nó, através da seguinte fórmula:

$$[SST] = \frac{PE \times População}{Afluência\ doméstica} \quad (4)$$

Sendo que, os parâmetros têm as seguintes unidades:

População - (hab); Afluência doméstica - (m³/d); Capitação - (m³/hab.d); [SST] - (g/m³); PE - (g/hab.d).

Este cálculo originou um valor de concentração de SST igual a 450 g/l, valor esse que foi considerado no modelo.

De seguida será descrita a metodologia utilizada para incluir a carga poluente proveniente da água pluvial no modelo. Começando por definir o parâmetro, considerou-se uma concentração de 1 mg SST/l existente na água da chuva, que atinge os 100 mg SST/l quando atinge o solo e se processa o escoamento superficial (Metcalf et al., 2003). De seguida consideraram-se dois tipos de uso do solo (residencial e comercial), tendo sido atribuídas as percentagens de 50% a cada um, dadas as características da zona em estudo. Os diferentes tipos de uso do solo irão gerar poluentes a taxas diferentes, bem como, limites máximos diferentes. Em cada tipo de uso do solo é necessário definir a acumulação e a lixiviação dos poluentes.

A função de acumulação selecionada irá caracterizar a acumulação de SST durante o período seco antecedente à chuvada. A taxa de acumulação tem tendência a diminuir com o tempo, no entanto, a escolha da função a considerar nunca é óbvia, mesmo quando existem dados disponíveis. Neste estudo utilizou-se uma função exponencial para descrever a acumulação, uma vez que consiste na função mais frequentemente adotada para descrever a acumulação de sólidos (Temprano et al., 2006; Cambez et al., 2008; Mannina e Viviani, 2010; Marchis et al., 2012):

$$B = C_1 \times (1 - e^{-C_2 \times t}) \quad (5)$$

Onde,

B – Taxa de acumulação em função do tempo (t);

C_1 – Acumulação máxima possível;

C_2 – Taxa de crescimento constante;

t – Tempo (número de dias de tempo seco antecedentes).

Liu et al. (2011), estudaram a variabilidade dos parâmetros de acumulação de poluentes em diferentes tipos de uso do solo (residencial, comercial e industrial). Assim, numa área urbana com características semelhantes à zona aqui analisada, foi estudado o comportamento relativo à acumulação de poluentes em várias ruas com diferentes tipos de uso do solo, incluindo medições em campo. Desta forma foi possível obter valores típicos dos parâmetros de acumulação de poluentes consoante o tipo de uso do solo em estudo. No Quadro 3.1 encontram-se os resultados obtidos por Liu et al. (2011) para acumulação do parâmetro SST, nomeadamente, para solos do tipo residencial e comercial, tal como se verifica na zona central. Neste estudo optou-se por considerar os valores médios.

Quadro 3.2 - Índices de acumulação do parâmetro SST (Liu et al., 2011)

Uso do solo		Acumulação máxima (mg SST/m ²)	Taxa de acumulação (mg SST /m ² /d)
Residencial	Mínimo	1270	50
	Máximo	3520	100
	Média	2250	70
Comercial	Mínimo	960	60
	Máximo	1740	200
	Média	1350	150

As áreas de maior densidade populacional normalmente dão origem a maiores cargas deste parâmetro (Gironás et al., 2009). Ao analisar a curva de acumulação do parâmetro SST proposta por Liu et al. (2011), é possível constatar essa tendência (consultar a Figura 3.5).

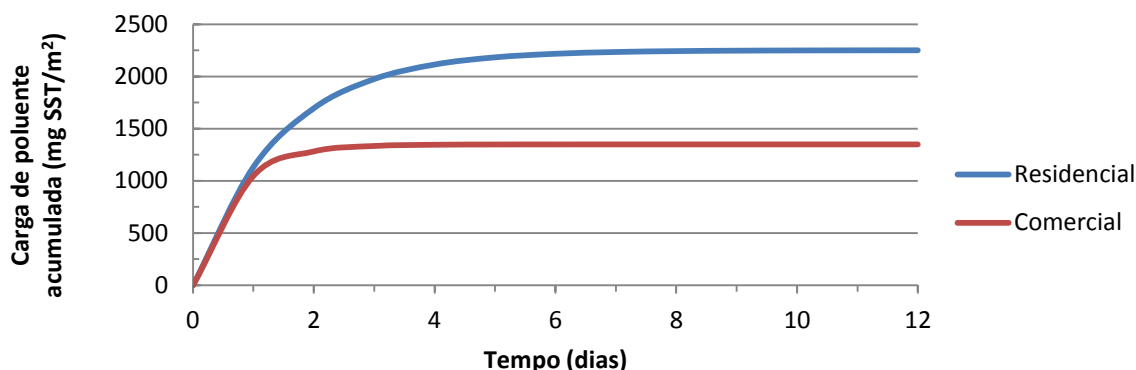


Figura 3.5 – Curva de acumulação do parâmetro SST

Relativamente à lixiviação de SST, foi utilizado o método de concentração média do evento. Este método é frequentemente utilizado nos estudos existentes, principalmente quando não existem medições efetuadas em campo (Temprano et al., 2006; Borris et al., 2012; Thériault e Duchesne, 2012). Como tal, considerou-se uma concentração média do evento de 100 mg SST/l (Metcalf et al., 2003), segundo a seguinte fórmula:

$$W = C_3 \times Q \quad (6)$$

Onde,

W – Carga lixiviada (mg/s); C_3 – Concentração de poluente lixiviado (mg/m³); Q – caudal escoado (m³/s).

De forma a iniciar a simulação com alguma carga poluente já acumulada, assumiu-se que decorreram cinco dias de tempo seco antecedentes à simulação. Desta forma, o programa utiliza este intervalo de tempo para considerar uma carga inicial de poluente em cada bacia.

3.6 Análise do caudal de águas residuais domésticas afluentes

Quando se pretende avaliar a carga de um determinado poluente que é escoada pela rede, a contribuição das águas residuais domésticas afluentes apresenta uma importância crucial.

Para que esta simulação pudesse ser o mais fiel possível à realidade, faria todo o sentido contabilizar a afluência de águas residuais domésticas a cada nó da rede. Nesse sentido, utilizaram-se os dados da faturação de consumo de água de abastecimento relativos ao ano de 2012 na zona central de Coimbra, que foram cedidos pelas Águas de Coimbra.

Com base nesses dados, considerando um fator de afluência de 85%, foi possível obter os valores de caudal de águas residuais domésticas afluente a cada nó da rede. Posteriormente, recorrendo ao *software* QGIS Desktop associaram-se os valores de caudal afluente aos nós da rede (Figura 3.6). Será de referir que se aplicou um diagrama de carga diário e mensal com base em fatores de ponta, que reproduz a variação de caudal afluente à rede ao longo do dia e consoante o mês. Relativamente ao caudal de infiltração, considerou-se o critério proposto pelo RGSPDADAR, ou seja, corresponde a 100% do caudal médio anual.

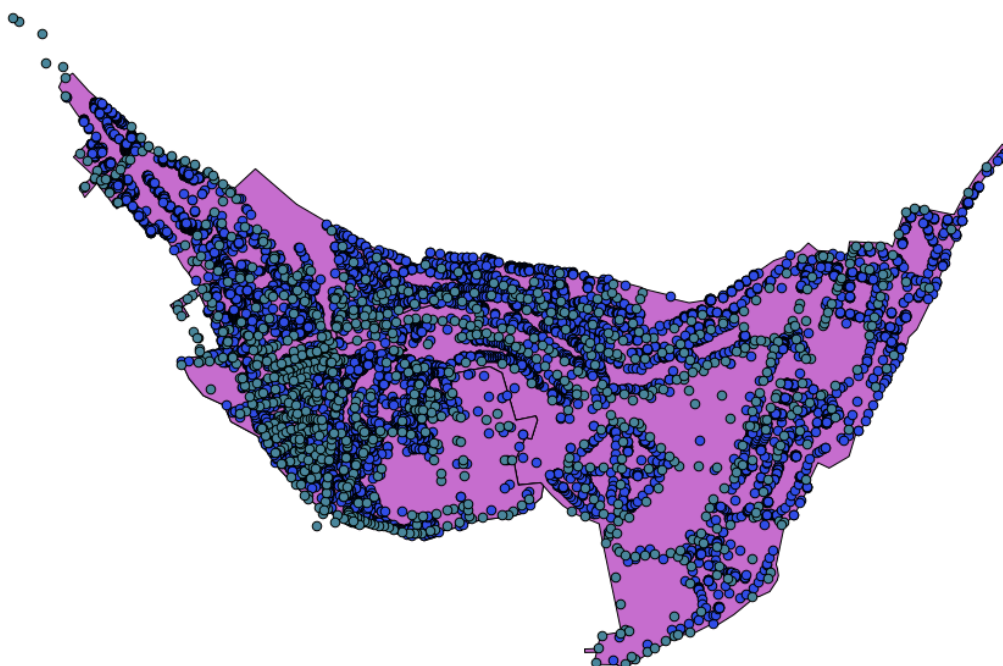


Figura 3.6 – Representação da rede de drenagem no *software* QGIS Desktop

Na Figura 3.7 está representada a rede de drenagem 1D modelada no *software* SWMM. No modelo apresentado cada ponto constitui um nó e cada linha contínua representa um coletor.

3.7 Modelação da Estação Elevatória de Águas Residuais (EEAR)

Uma vez que constitui uma parte fundamental da rede de drenagem da zona central de Coimbra, a Estação Elevatória de Águas Residuais (EEAR) da Casa do Sal também foi considerada neste modelo. A variação dos caudais afluentes a uma EEAR impossibilita o recurso a bombeamento contínuo com caudal constante. Desta forma, torna-se necessária a construção de um reservatório (câmara de aspiração) para permitir o funcionamento adequado das bombas. Nesse sentido, a EEAR da Casa do Sal é constituída por um reservatório e uma bomba elevatória (c e b, respetivamente, da Figura 3.7).

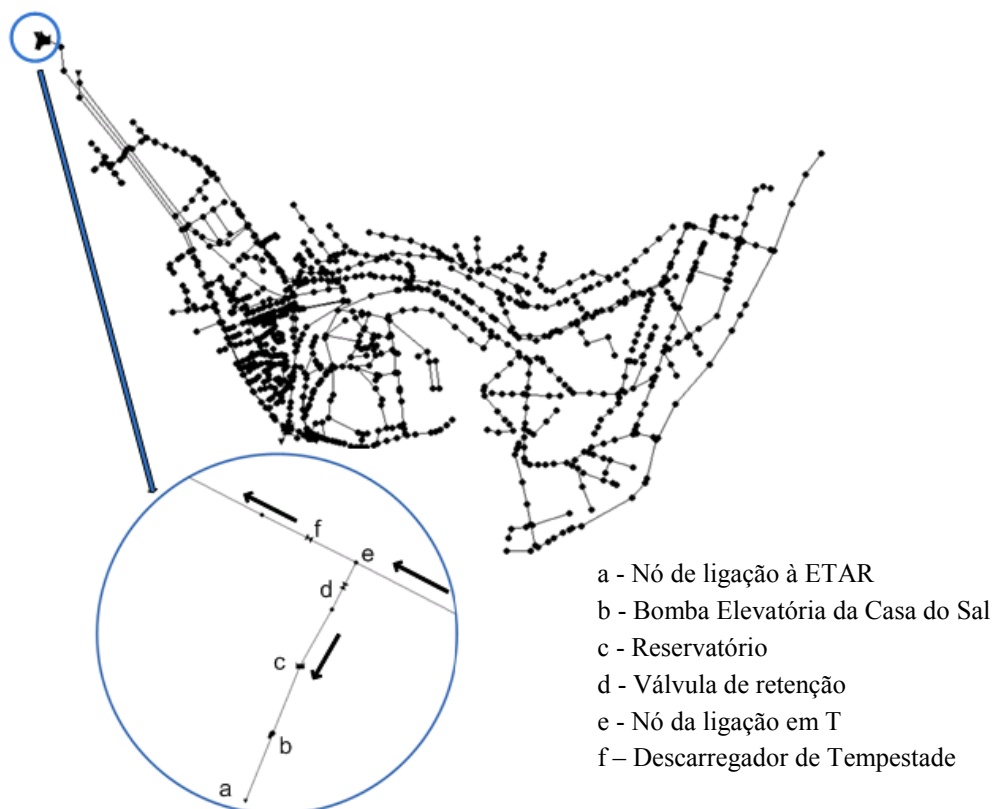


Figura 3.7 – Representação da rede de drenagem 1D no SWMM

A ampliação da Figura 3.7 representa uma parte da rede em estudo com bastante importância, não só pela forma como foi modelado, mas também pelo facto de incluir o descarregador da Casa do Sal, onde se verifica a maior ocorrência de descargas de emergência (como se poderá constatar adiante). Este DT descarrega na Ribeira de Coselhas, tal como se pode verificar na Figura 3.8.



Figura 3.8 – Descarregador de Tempestade da Casa do Sal (jusante) (Pina, 2013)

De forma a prolongar o tempo de vida útil das bombas devem-se evitar os arranques frequentes dos motores (elevado número de arranques por hora). Assim, deve-se considerar um número máximo de arranques por hora, que ocorre quando o caudal afluyente é metade do caudal elevado (Sá Marques e Sousa, 2008). Com base neste princípio limitou-se o caudal afluyente ao reservatório a metade do caudal elevado, recorrendo a uma curva de descarga.

Para modelar a estação elevatória foram utilizados os dados cedidos pelas Águas de Coimbra. Assim, o reservatório modelado apresenta uma secção retangular com um volume de 400 m³ e uma altura de 2m e a bomba possui uma altura de elevação de 6.5m e um caudal de 0.143 m³/s. Dadas as características do reservatório, definiu-se que a bomba começa a funcionar quando a altura de água no reservatório atinge os 1.81m e pára de bombear caudal quando a altura de água no reservatório desce até aos 0.5m.

Após uma primeira simulação de teste observou-se que quando o reservatório atingia a altura máxima de água, se verificava uma inversão no sentido do escoamento a montante do reservatório. Desta forma, para evitar este fenómeno foi necessário introduzir uma válvula de retenção (d). Adicionalmente, considerou-se uma condição “IF” que estabelece que quando o nível de água no reservatório atinge os 1.9m, a válvula situada a montante fecha, obrigando a que todo o caudal escoe em direção ao descarregador (f). Desta forma evita-se que o reservatório entre em carga. De forma análoga, quando o caudal que afluí ao nó da ligação em T é reduzido (ou seja, um volume de água que pode ser recebido pela ETAR para tratamento), escoa pela válvula de retenção até ao reservatório, sendo elevado pela bomba.

No entanto, deve-se referir que estas medidas foram apenas aplicadas para simular da melhor forma possível o comportamento real do sistema de drenagem em estudo. De facto, se não existissem pequenas irregularidades ao gerar o modelo de drenagem, tais como, pequenas diferenças de cotas, não deveria ser necessário aplicar algumas das medidas anteriormente referidas.

3.8 Modelação dos Descarregadores de Tempestade

Por sua vez, o DT da Casa do Sal (objeto *weir 1*, no SWMM) é transversal, apresenta uma secção retangular e possui uma altura de 0.7m e uma largura de 3.5m (Figura 3.9).



Figura 3.9 – Descarregador de Tempestade da Casa do Sal (montante) (Pina, 2013)

Admitiu-se um coeficiente de descarga de 1.84, tal como recomendado no manual do SWMM relativamente aos DT transversais retangulares. Este tipo de DT é regulado pela seguinte equação:

$$Q = C_w \times L \times h^{\frac{2}{3}} \quad (2)$$

Onde,

C_w – coeficiente de descarga;

L – comprimento do descarregador (m);

h – diferença de alturas no descarregador (m).

O DT existente na zona da Portagem (objeto *weir* 436.3), é idêntico ao da Casa do Sal e portanto foi modelado da mesma forma, sendo que, as suas características divergentes correspondem a: 1m de altura e largura de 1.5m. Por sua vez, o DT situado na zona do Mercado (objeto *weir* 515.3) serve apenas de desvio de caudal, apresentando 0.7m de altura e largura de 1.7m. Na Figura 3.10 é possível observar o coletor que se encontra no Mercado Municipal, bem como, o descarregador.



Figura 3.10 – Coletor e descarregador existentes na zona do Mercado Municipal (Pina, 2013)

3.9 Modelo 1D

O modelo 1D da rede de drenagem da zona central de Coimbra foi utilizado por Simões (2012) no *software InfoWorks CS*, tendo sido importado para o *software SWMM*, que será utilizado neste estudo. Será de referir que, no decorrer da importação, uma vez que ambos os programas apresentam uma forma de interpretação de dados distinta, surgiram algumas falhas que tiveram que ser corrigidas, como por exemplo, alterar o sentido de algumas condutas que se encontravam a escoar no sentido contrário ao real.

3.10 Modelo 1D/1D

3.10.1 Modelo simplificado 1D/1D

Numa fase inicial, durante as várias simulações efetuadas na rede 1D/1D observaram-se determinados fenómenos que não correspondiam à realidade, nomeadamente, o movimento de

caudal que se estabelece entre a rede superficial e a rede de coletores perante determinadas condições. Nesse sentido, em estudos anteriores foi criado um modelo simplificado (Machado, 2013; Paula, 2013). No estudo que aqui se apresenta, o modelo simplificado apresentado pelos referidos autores sofreu uma alteração relativamente ao dimensionamento da subida do caudal a escoar nos coletores até à superfície (como consequência da entrada em carga dos coletores), tal como será abordado de seguida.

De facto, num sistema real, quando os coletores entram em carga, parte do escoamento ascende até à superfície. Como tal, foi também necessário estabelecer uma forma de simular esse fenómeno, através da implementação de um orifício. O caudal escoado através dos orifícios abertos no fundo ou em paredes de reservatórios é sempre dado, do ponto de vista prático, pela seguinte fórmula (Lencastre, 1996):

$$Q = \mu S \sqrt{2 g h} \quad (7)$$

Onde,

Q – Caudal escoado (m^3/s);

μ – Coeficiente de vazão;

S – Área do orifício (m^2);

g – Aceleração gravítica (m/s^2).

Como valor aproximado, pode supor-se que, para todos os líquidos, μ é igual a 0.6, qualquer que seja a forma do orifício. Considerando que a caixa de visita tem um diâmetro de 1m, vem que:

$$Q = 2.09 \times h^{0.5} \quad (8)$$

Por outro lado, quando as redes de drenagem se situam em locais de declive elevado (tal como é o caso da zona em estudo), verifica-se que o escoamento não entra totalmente nas caixas de visita, prosseguindo para os caminhos superficiais seguintes. Assim foi necessário implementar um controlo da entrada de caudal nos coletores, aplicando a seguinte curva de vazão obtida através de testes efetuados pelas Águas de Coimbra:

Quadro 3.3 – Curva de vazão

h (m)	Q (m^3/s)
0	0
0.05	0.035
0.07	0.04
0.075	0.04
0.1	0.04

0.14	0.04
1	0.04
10	0.045

Neste modelo simplificado os caminhos superficiais apresentam uma secção trapezoidal e os coletores possuem uma secção circular com um diâmetro de 0.5m, conectados ao topo e ao fundo de cada caixa de visita, respetivamente. Na Figura 3.11 o polígono preenchido com tramas representa uma bacia de drenagem com uma área de 5ha. Os pontos representam os nós e as linhas representam os caminhos superficiais (parte superior) e os coletores (parte inferior). Entre cada nó existe uma caixa de visita. Estes parâmetros foram definidos no SWMM, o que permitiu obter os seguintes resultados expressos na Figura 3.11:

Como se pode observar, existe um movimento ascendente e descendente do escoamento consoante o caudal que aflui à rede, o que corresponde ao comportamento real de uma rede de drenagem dual. Na primeira caixa de visita, os coletores entraram em carga, observando-se um movimento ascendente do escoamento. Nas caixas de vista seguintes verifica-se um movimento descendente do escoamento. Relativamente ao comportamento do poluente SST, a concentração mantém-se constante independentemente do movimento do caudal entre o sistema superficial e o sistema de coletores, tal como seria de esperar.

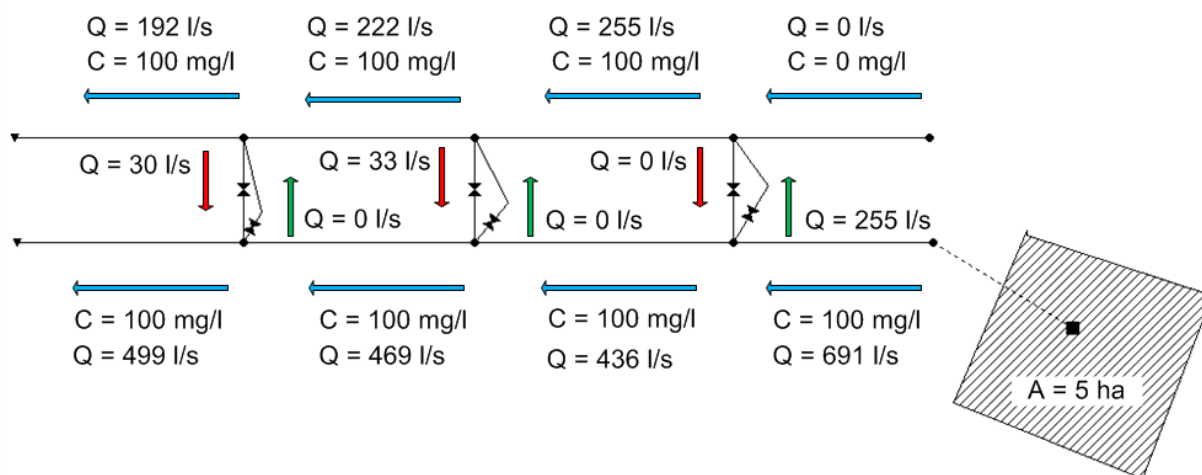


Figura 3.11 - Modelo simplificado implementado no SWMM

3.10.2 Aplicação do modelo simplificado 1D/1D ao caso de estudo

Com base no modelo simplificado foi criado o modelo 1D/1D que se aplica ao caso em estudo. O processo de construção da rede de drenagem dual criada por Simões (2012) e

utilizada neste estudo envolve determinadas etapas. Numa fase inicial, utilizou-se a metodologia de Delineação Automática do Escoamento Superficial (AOFD – *Automatic Overland Flow Delineation*), que foi desenvolvida por Maksimovic et al. (2009). Esta metodologia permitiu gerar automaticamente o desenho da rede de escoamento superficial, com base no modelo digital de terreno. Posteriormente, ao conjugar a rede de coletores e a rede de escoamento superficial obteve-se a rede de drenagem dual (Simões, 2012).

O modo de funcionamento simulado no exemplo simplificado abordado na subsecção anterior, foi transposto para o caso em estudo. Contudo, até atingir esse objetivo foi necessário ultrapassar algumas dificuldades que foram surgindo progressivamente, tal como será abordado de seguida.

Uma vez que a rede é bastante complexa, seria um processo bastante moroso criar individualmente cada nó entre os caminhos superficiais. Como tal, esses nós foram gerados automaticamente admitindo que existia um nó superficial em cada nó dos coletores. No entanto, na realidade, cada nó entre coletores não corresponde a um nó superficial, pelo que, estes tiveram que ser eliminados da rede. Após uma fase de experimentação exaustiva sobre as várias formas que possibilitassem efetuar este passo, optou-se por inserir todos os parâmetros numa base de dados e efetuar o cruzamento dos mesmos, permitindo assim identificar os nós superficiais que se encontravam na rede mas que não estabeleciam qualquer ligação entre caminhos superficiais, tendo que ser portanto, eliminados.

3.10.3 Implementação de uma bacia de retenção

Perante eventos extremos, observa-se regularmente água à superfície na bacia da zona central de Coimbra, mesmo quando a rede de coletores ainda não entrou em carga. Este fenómeno é maioritariamente devido ao facto de a zona ser bastante inclinada, o que impossibilita que uma quantidade razoável de água não entre nos coletores. Tais razões motivaram a análise de um cenário que considera a implementação de uma bacia de retenção.

Machado (2013) estudou vários cenários relativamente à implementação de bacias de retenção na rede da zona central de Coimbra, que reduzissem ou evitassem a acumulação de água à superfície na Praça 8 de Maio, tal como já se verificou por diversas vezes (tal como se pode observar na Figura 2.2 e na Figura 3.1, anteriormente apresentadas). Segundo este autor, para atingir este objetivo, a melhor localização da bacia de retenção é a zona do estacionamento, à frente do Mercado Municipal. Como tal, neste estudo optou-se por assumir a implementação de uma bacia de retenção subterrânea nessa zona, tendo sido estudadas duas soluções:

- Solução 0: rede atual (sem bacia de retenção);

- Solução1: rede com implementação de uma bacia de retenção no parque de estacionamento, em frente ao Mercado Municipal.

Uma vez que não existe no SWMM um único objeto que permita simular o comportamento de uma bacia de retenção foi necessário utilizar vários objetos propositadamente para atingir esse objetivo, nomeadamente:

- Corpo da bacia: o corpo da bacia foi modelado recorrendo a uma unidade de armazenamento existente no SWMM.

- Coletores: para desviar a água proveniente da rede superficial e da rede de coletores adicionaram-se coletores que posteriormente descarregam na bacia de retenção. Estes coletores foram ligados aos nós superficiais e da rede de coletores, com as mesmas características das condutas a montante.

- Descarregadores de fundo: recorrendo novamente a coletores efetuou-se a ligação entre o corpo da bacia e a rede de coletores. O diâmetro dos coletores foi ajustado de forma a permitir a entrada na rede de coletores a jusante de um caudal não superior a 50% da capacidade máxima desses coletores.

- Dispositivos de segurança: a bacia de retenção implementada inclui orifícios que entram em funcionamento assim que a capacidade máxima de armazenamento da bacia é atingida. Para evitar uma possível sobrecarga do corpo da bacia ou dos coletores subterrâneos, os orifícios escoam para a superfície.

O dimensionamento hidráulico de uma bacia de retenção reduz-se, na maioria dos casos, ao cálculo do volume necessário, para que o caudal máximo efluente não ultrapasse determinado valor pré-estabelecido (Lima, 2005). Neste estudo, tendo em conta que se pretende reduzir ou eliminar a água acumulada à superfície da Praça 8 de Maio, calculou-se o volume necessário à bacia de retenção para cumprir esse objetivo. Desta forma, foi dimensionada uma bacia de retenção com uma profundidade de 3m e uma área de 3000 m².

4 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Quando um sistema de drenagem não entra em carga, uma análise 1D é suficiente, uma vez que o escoamento se processa apenas entre coletores. No entanto, quando se verifica a entrada em carga dos coletores, existe acumulação de água à superfície sendo necessário contabilizar esse fenómeno. Como tal, nesse caso, uma análise 1D/1D é fundamental.

Numa fase inicial, com o modelo 1D pretendeu-se efetuar uma análise de sensibilidade. Como tal, foram analisados três casos distintos:

- Caso 1 - considerando apenas o escoamento de águas pluviais;
- Caso 2 - considerando apenas o escoamento de águas residuais domésticas;
- Caso 3 - considerando o escoamento de águas pluviais e águas residuais domésticas.

Posteriormente, uma vez que um dos objetivos propostos consiste em simular o sistema de drenagem unitário, o modelo 1D/1D foi simulado apenas perante as condições do caso 3, ou seja, onde escoam águas pluviais e águas residuais domésticas. Por outro lado, não se justifica analisar o caso 2 (onde apenas escoam águas residuais domésticas), uma vez que os coletores não entram em carga, e portanto não se verifica a existência de água à superfície, sendo uma análise do modelo 1D suficiente.

Para possibilitar uma avaliação adequada do comportamento da rede, definiram-se vários pontos de controlo para efetuar a leitura dos resultados, nomeadamente (consultar a Figura 4.1):

- Local 1: Praça da República;
- Local 2: Mercado Municipal, que coincide com o local onde será implementada uma bacia de retenção (Figura 4.1, assinalado com cor amarela) aquando da modelação da rede de drenagem 1D/1D, como se verá na secção 3.10;
- Local 3: Praça 8 de Maio, que constitui o local crítico da zona em estudo. A leitura de resultados neste local apenas se justifica no caso de existir escoamento superficial e por esse motivo, só será efetuada no modelo 1D/1D;

- Local 4: Casa do Sal – neste local situa-se a estação elevatória e o descarregador de tempestade.



Figura 4.1 – Localização dos pontos de leitura de resultados e da bacia de retenção (adaptado de Google@, 2013)

4.1.1 Resultados do modelo 1D

Os resultados originados pelo SWMM que serão apresentados de seguida foram obtidos considerando:

- Precipitação: evento com um período de retorno de 100 anos e duração de 2 horas e 15 minutos, que corresponde ao triplo do tempo de concentração da bacia, que é estimado em 45 minutos (obtido através do método dos blocos alternados, tal como foi referido na secção 3.3);
- Período de simulação: 2 horas e 30 min ou 24 horas, consoante o caso estudado;
- Dias de tempo seco antecedentes: 5 dias (tal como recomendado por diversos autores, tais como, Gironás et al., (2009));
- Equações (modelo/método): onda dinâmica;
- Passo de tempo: 0.1 segundos.

4.1.1.1 Caso 1 - escoamento de águas pluviais

Neste caso, estipula-se que todo o caudal escoado pela rede advém do evento de precipitação considerado, não existindo a contribuição de águas residuais domésticas. Como se pode observar através da análise da

Figura 4.2, numa fase inicial a concentração de SST aumenta exponencialmente devido ao fenómeno de *first flush*, tal como abordado na secção 2.6., que resulta do arraste de poluentes acumulados durante o período seco. Esse aumento dá-se até atingir o valor de acumulação máximo, que foi definido em 100 mg SST/l, assim como sugerido por Metcalf et al., (2003). Posteriormente, verifica-se um decaimento progressivo da concentração de SST, que resulta do arraste do poluente para jusante daquela secção.

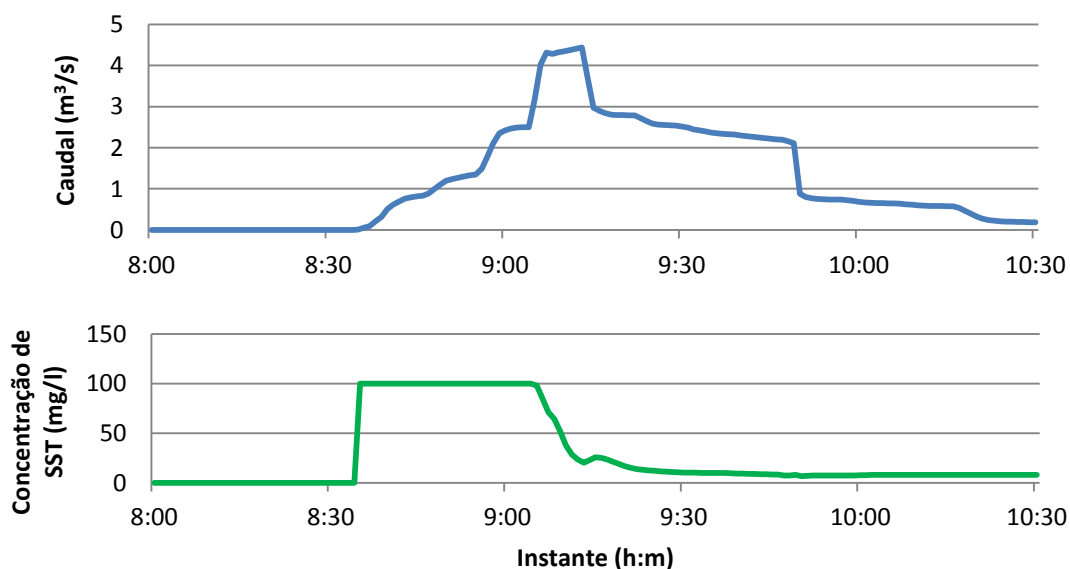


Figura 4.2 - Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)

Na

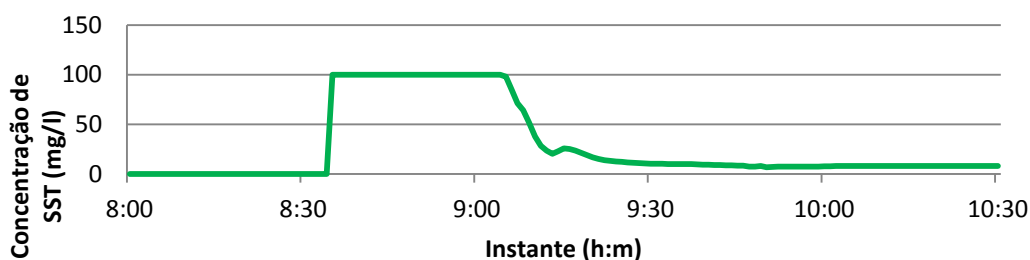


Figura 4.3 observa-se um comportamento semelhante ao registado no coletor da Praça da República relativamente à concentração de SST, sendo que, o caudal escoado no coletor do Mercado Municipal é superior. A evolução da concentração de SST neste coletor é bastante semelhante ao que acontece no coletor da Praça da República.

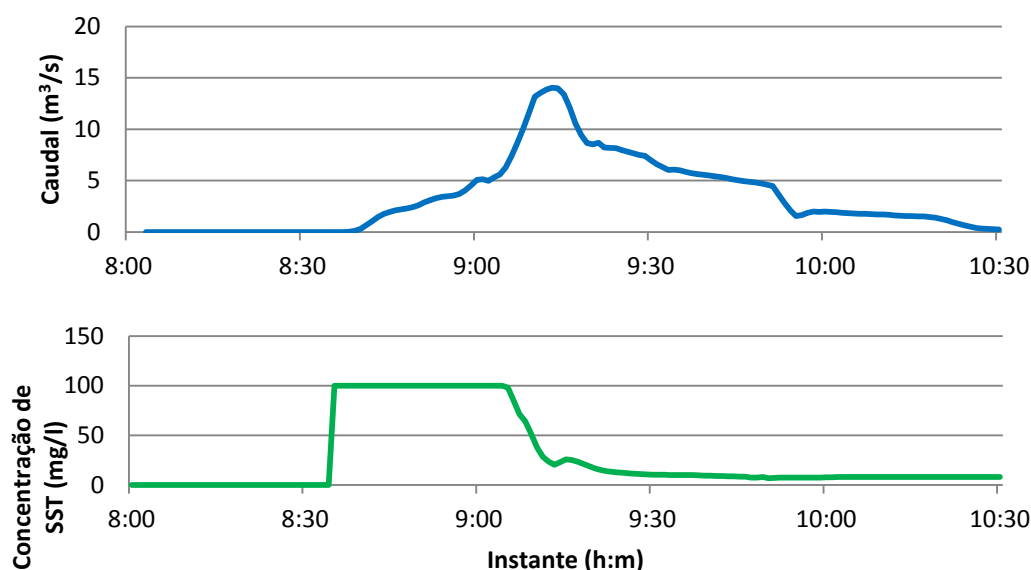


Figura 4.3 - Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)

À Casa do Sal aflui um volume elevado de água residual que é, em parte, bombeado pela EE até à ETAR, e na sua maioria descarregado através do DT, uma vez que a EE não está dimensionada para suportar um caudal tão elevado. O caudal que é encaminhado para a EE corresponde ao caudal máximo que a bomba elevatória consegue processar, ou seja, 0,143 m³/s (tal como referido na secção 3.7). Como se pode observar na

Figura 4.4, relativamente à concentração de poluente, em comparação com a concentração de SST no Mercado Municipal, verifica-se que a concentração é máxima durante um menor período de tempo. Tal comportamento é justificado pelo facto de a função de lixiviação do poluente ser diretamente proporcional ao caudal escoado numa determinada secção da rede, logo, uma vez que o caudal escoado é, neste caso, superior, verifica-se um arraste maior do poluente e conseqüentemente uma diminuição mais rápida da sua concentração naquela secção.

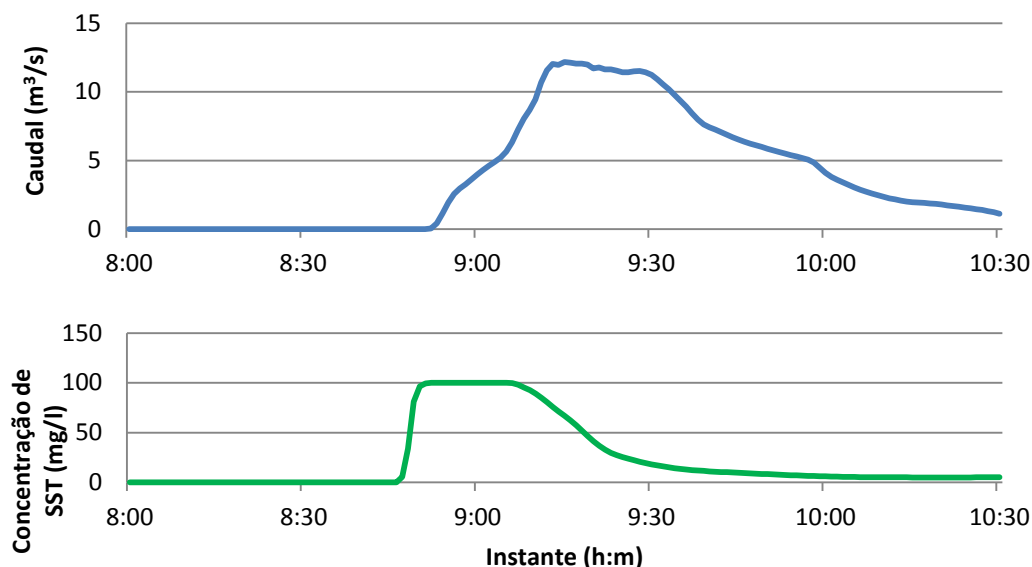


Figura 4.4 - Caudal e concentração de SST descarregado pelo DT (Casa do Sal)

4.1.1.2 Caso 2 - escoamento de águas residuais domésticas

Neste caso considerou-se apenas a contribuição das águas residuais domésticas associadas a cada nó da rede, cujo processo de obtenção já foi descrito anteriormente. Foram considerados dois diagramas de carga, um diário e outro mensal e como tal, existe interesse em analisar o comportamento do sistema ao longo de um dia completo. Uma vez que a simulação decorre no mês de Junho, o fator de carga mensal aplicado é de 1,5. Ao observar a Figura 4.5 verifica-se que existe uma relação direta entre o período ativo da população (entre as 7 e as 21 horas, sensivelmente) e o caudal de águas residuais domésticas afluente à rede, tal como seria de esperar. A ordem de grandeza do caudal proveniente de AR domésticas quando comparada com o caudal das águas pluviais que foi anteriormente analisado é bastante menor. Nesse sentido, verifica-se que apesar de a concentração de SST ser bastante elevada quando comparada com o VLE (60 mg SST/l), o caudal escoado é reduzido e portanto, em condições normais de funcionamento da rede, será totalmente encaminhado para a EE e posteriormente sujeito a tratamento na ETAR, como se constatará adiante.

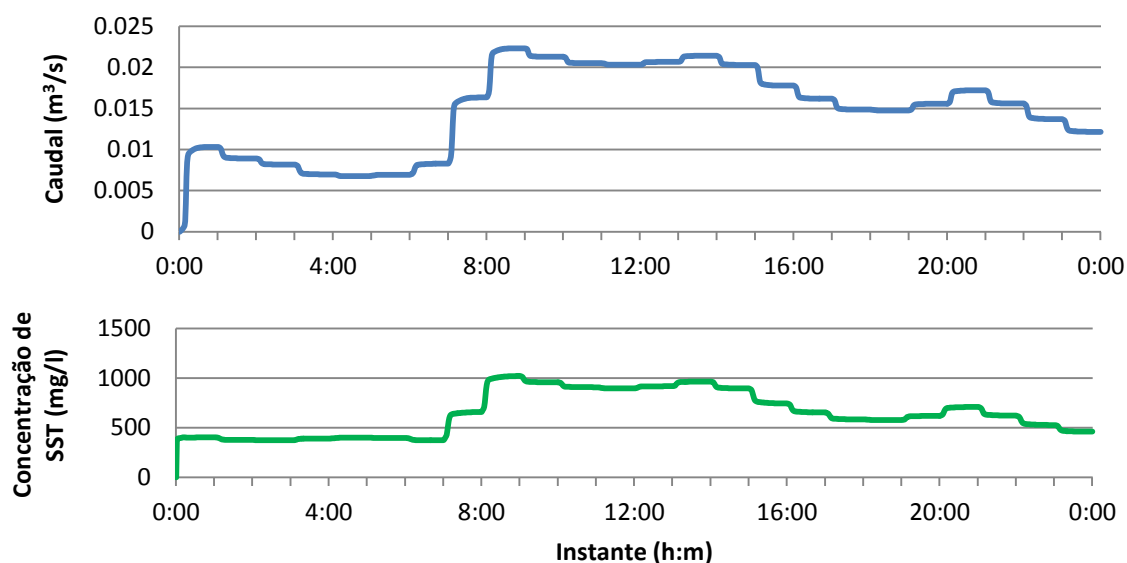


Figura 4.5 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)

Na Figura 4.6, que é relativa ao coletor do Mercado Municipal, observa-se um comportamento análogo ao que ocorre na Praça da República, existindo um ligeiro aumento do caudal escoado, tal como seria de esperar.

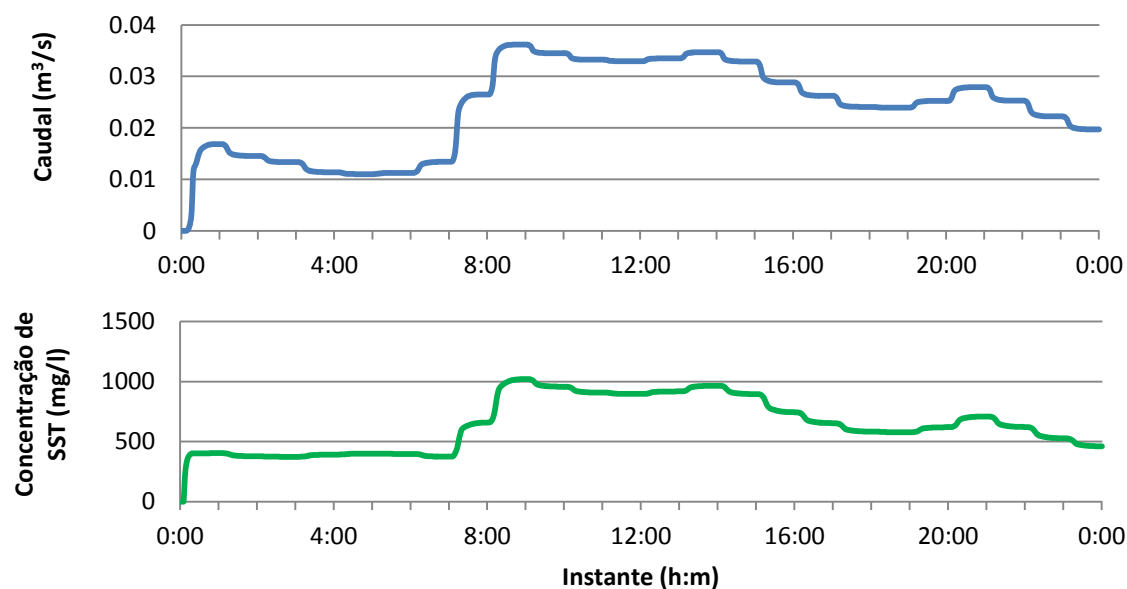


Figura 4.6 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)

Neste caso, todo o caudal que afluí à Casa do Sal é encaminhado para a EE, não existindo descarga no DT, devido ao facto de o caudal afluente ser reduzido, tal como seria de esperar. Apesar de tudo, verifica-se que o caudal afluente à EE é menor que o caudal afluente à zona

do Mercado Municipal. Este comportamento é devido ao facto de existir um descarregador localizado no Mercado Municipal (tal como já se evidenciou anteriormente na Figura 3.10), que apenas funciona como desvio de caudal quando o mesmo é reduzido. Desta forma, antes de entrar no pentagonal que prossegue até à EE, o caudal é desviado e encaminhado diretamente para o emissário das Águas do Mondego.

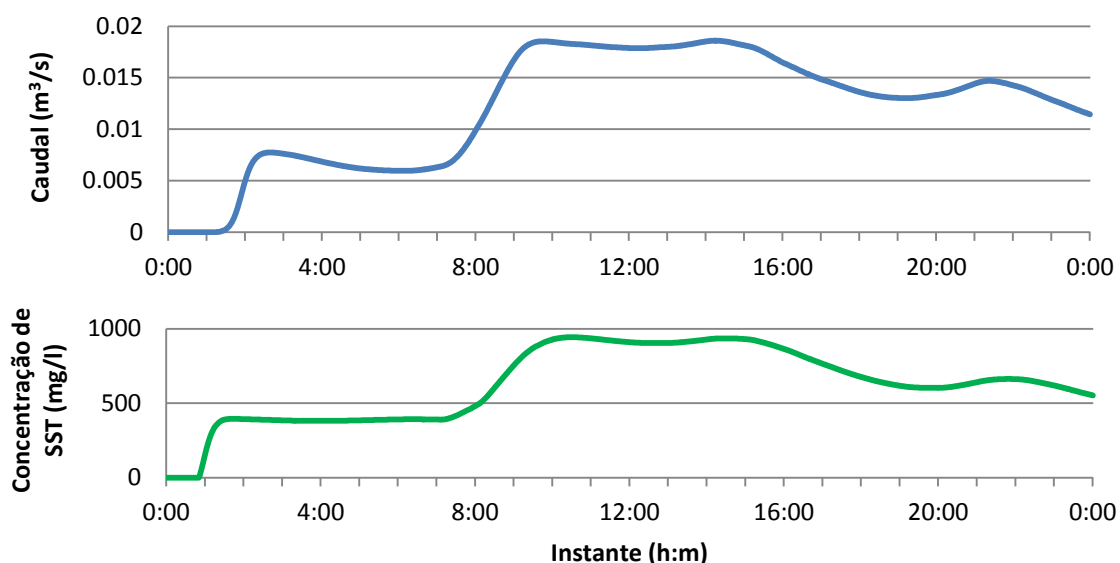


Figura 4.7 – Caudal e concentração de SST no caudal afluyente à Estação Elevatória (Casa do Sal)

4.1.1.3 Caso 3 - Escoamento de águas pluviais e águas residuais

Neste caso, estudar-se-á o escoamento com a contribuição de águas pluviais e águas residuais domésticas. Existe um ponto em comum em todos os gráficos de concentração de SST apresentados neste caso, que consiste numa fase inicial em que se verificam elevadas concentrações de SST. Este comportamento é justificado pelo facto de, durante este período de tempo, apenas se verificar a contribuição de águas residuais domésticas, não se manifestando o fator de diluição imposto pelas águas pluviais. Assim, é possível constatar que, no período de tempo em que existem águas pluviais a escoar no coletor, a concentração máxima de SST obtida é de 100 mg SST/l na Praça da República (consultar a

Figura 4.8), tal como nas restantes secções da rede analisadas.

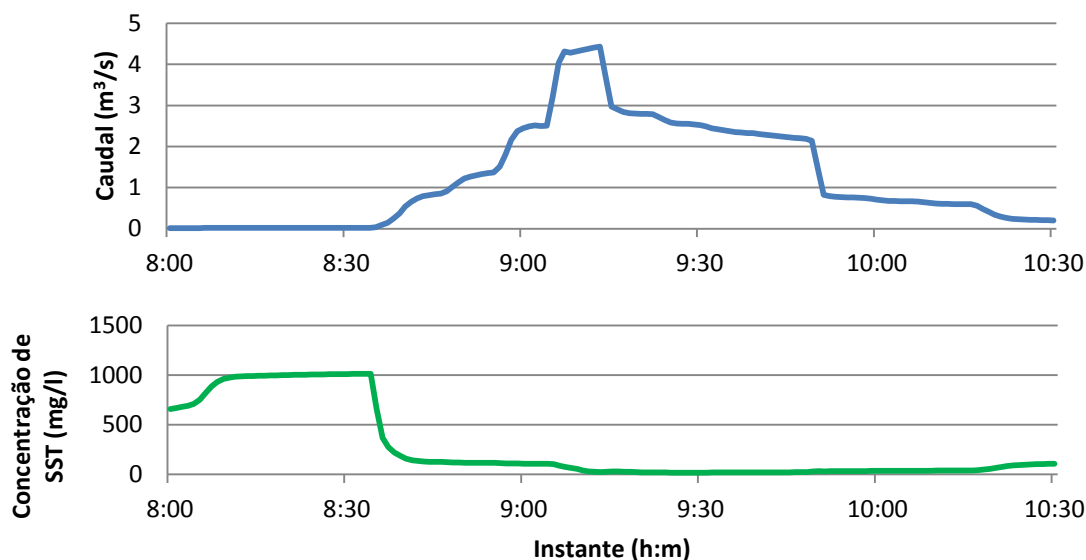


Figura 4.8 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)

Tal como se pode observar na Figura 4.9, na zona do Mercado Municipal verifica-se que, após o início da contribuição de águas pluviais (8h40min, sensivelmente), existe um comportamento idêntico ao analisado no caso 1 (escoamento de águas pluviais), ou seja, neste caso, uma vez que o fator de diluição provocado pela contribuição de águas pluviais é bastante elevado, a influência das águas residuais domésticas é diminuta. Esta influência só se começa a manifestar pelas 10h30min, onde o caudal devido a águas pluviais é quase nulo, escoando apenas águas residuais domésticas (com maior concentração de SST), logo, concentração de SST recomeça a aumentar, tal como seria de esperar.

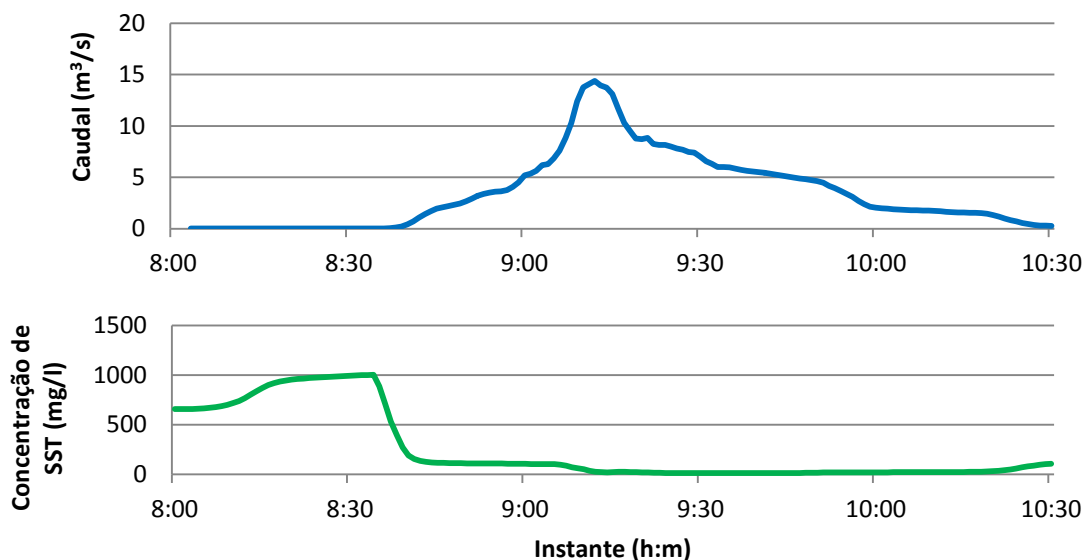


Figura 4.9 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 311.1 (Mercado Municipal)

Na

Figura 4.10 observa-se que, após o início da contribuição de águas pluviais (8h45min, sensivelmente), mesmo com a contribuição da elevada carga poluente proveniente das águas residuais domésticas, o caudal que é descarregado pelo DT apresenta uma concentração de SST reduzida, devido ao elevado fator de diluição imposto pelas águas pluviais, tal como se previu inicialmente.

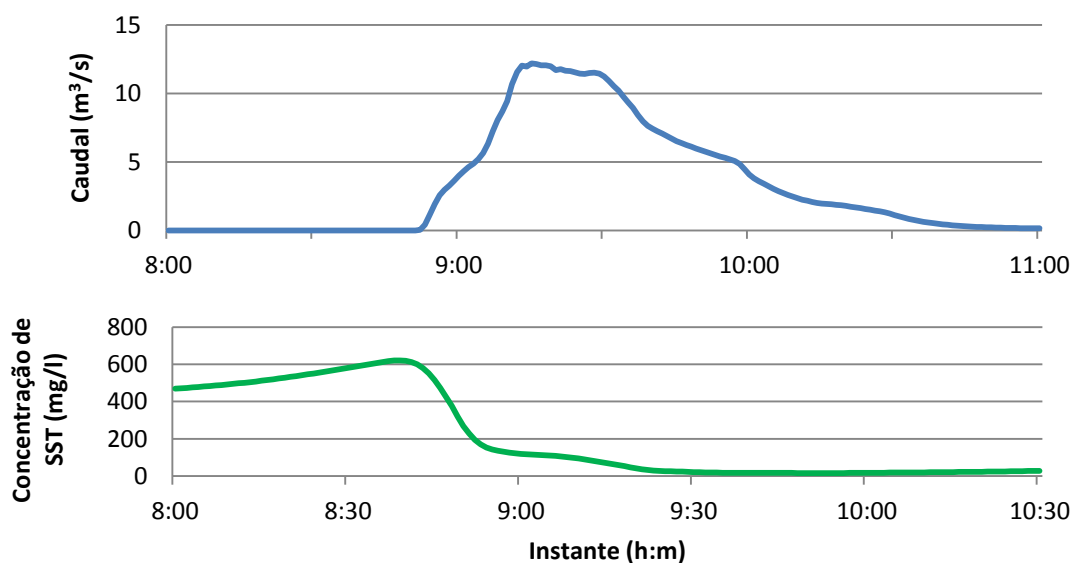


Figura 4.10 – Caudal e concentração de SST descarregado pelo DT (Casa do Sal)

4.1.2 Resultados do modelo 1D/1D

Os resultados que serão apresentados de seguida, são relativos às zonas de controlo definidas anteriormente e foram obtidos considerando:

- Precipitação: evento com um período de retorno de 100 anos e duração de 2 horas e 15min;
- Período de simulação: 2.30 h;
- Dias de tempo seco antecedentes: 5 dias;
- Equações (modelo/método): onda dinâmica;
- Passo de tempo: 0.1 segundos.

4.1.2.1 Caso 3 - escoamento de águas pluviais e águas residuais

Na Figura 4.11, encontra-se o caudal e a concentração de SST registados no coletor da Praça da República, para ambas as soluções. Tal como seria de esperar, os resultados são bastantes idênticos, verificando-se uma ligeira diferença na diminuição do caudal após ter atingido o valor máximo, o que é devido a pequenas instabilidades inerentes ao modelo.

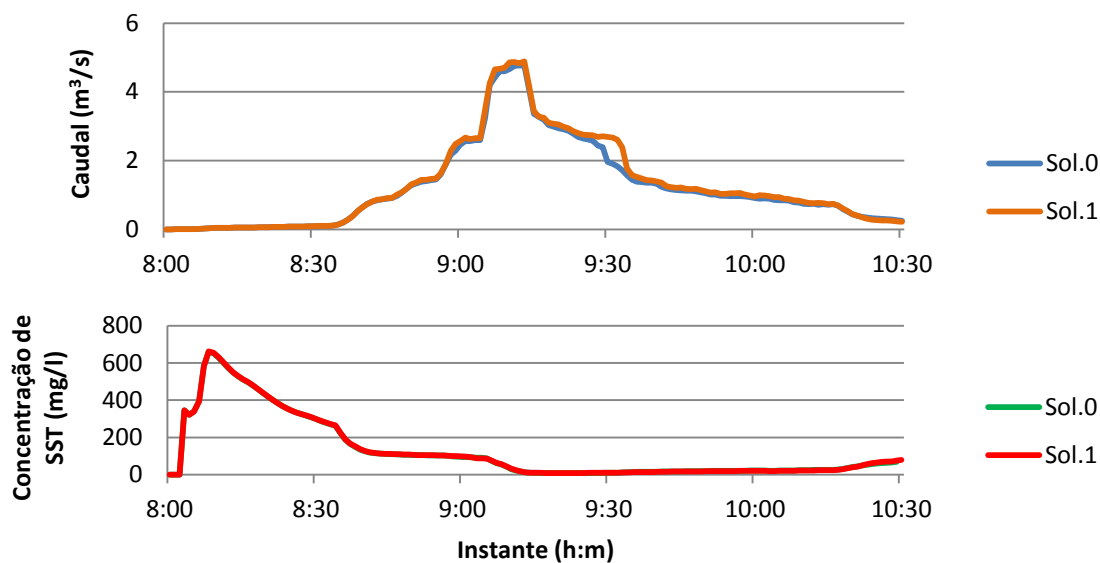


Figura 4.11 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 127.1 (Praça da República)

Os resultados que se encontram na figura seguinte são relativos ao coletor que se encontra na zona do Mercado Municipal, a montante da bacia implementada. Desta forma, seria de esperar que o pico de caudal fosse atenuado, tal como é possível constatar. Verifica-se também que existe um ligeiro desfasamento na evolução da concentração de SST de ambas as soluções.

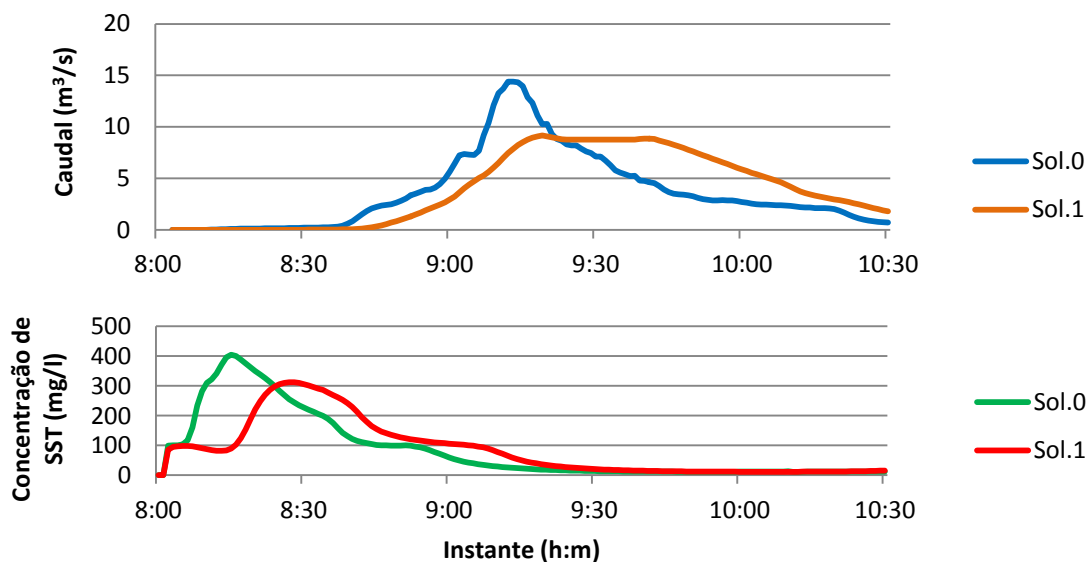


Figura 4.12 – Caudal e concentração de SST registada no coletor 516.1 (Mercado Municipal)

Ao analisar a Figura 4.13 é possível verificar que a implementação da bacia de retenção produziu o efeito desejado, que correspondia a evitar a acumulação de água à superfície da Praça 8 de Maio. Por outro lado, verifica-se que a concentração de poluente à superfície na solução 0 atinge um valor máximo reduzido, que corresponde a cerca 7 mg SST/l.

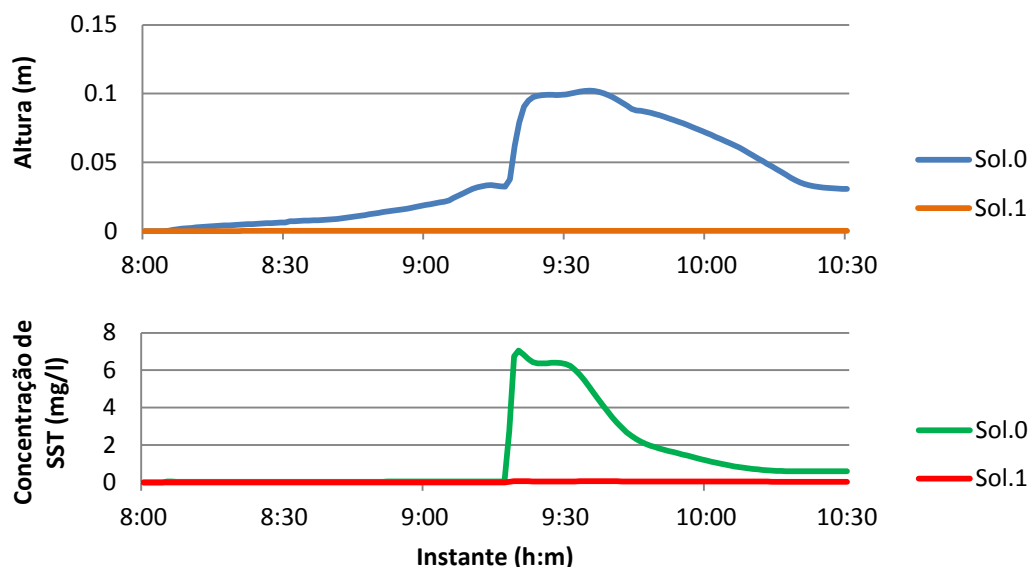


Figura 4.13 – Altura de água e concentração de SST registada à superfície na bacia de drenagem PON_0543 (Praça 8 de Maio)

Tal como se verificou em todas as secções a jusante do local de implementação da bacia, o efeito hidráulico desta infra-estrutura também é evidente na Casa do Sal (Figura 4.14). Relativamente à concentração de SST, ao comparar as duas soluções as diferenças são residuais, sendo o valor máximo obtido numa fase inicial da chuvada de 250 mg SST/l, que é devido ao fenómeno de *first flush*. No entanto, será de referir que este pico inicial de concentração de SST está associado a um caudal muito reduzido, o que tem um efeito diminuto no meio recetor. Posteriormente, a concentração de SST estabiliza, apresentando um valor de 100 mg SSS/l. Tendo em consideração o VLE atribuído à descarga de águas residuais tratadas (60 mg SST/l), o valor da concentração de SST do caudal descarregado não é muito elevado. Tal facto, deve-se à manifestação do elevado fator de diluição devido à contribuição das águas pluviais.

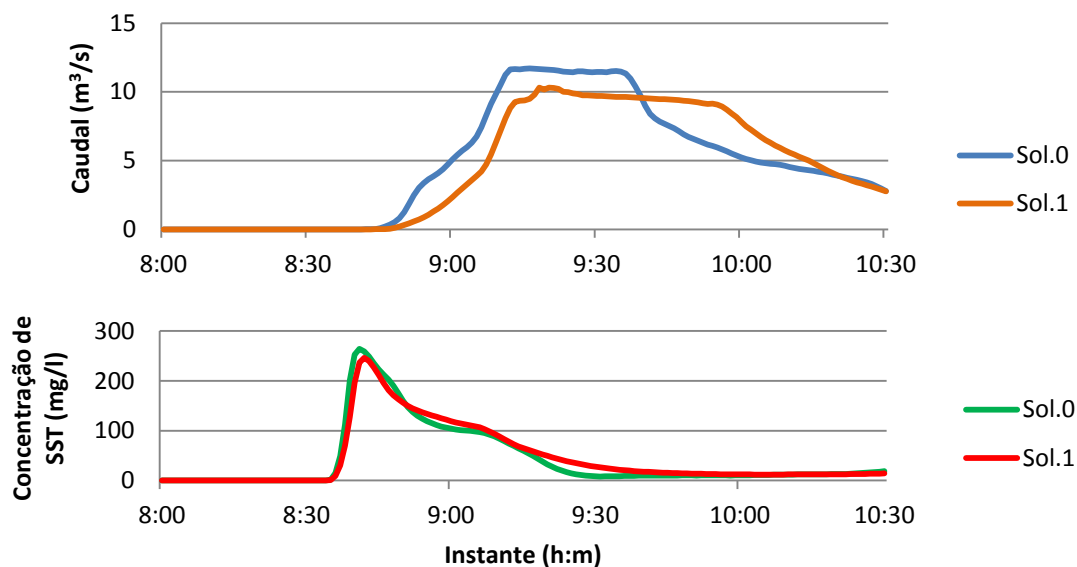


Figura 4.14 – Caudal e concentração do SST no caudal descarregado pelo DT (Casa do Sal)

Na Figura 4.15 é apresentada a evolução da altura de água na bacia de drenagem, bem como, a evolução da concentração de SST. Numa fase inicial observa-se um pico na concentração de SST devido ao facto de nesse espaço temporal ainda só estarem a contribuir águas residuais domésticas para o escoamento, com elevada carga poluente, apesar de o caudal ser bastante reduzido, quando comparado com a contribuição de águas pluviais. À medida que aumenta a contribuição de águas pluviais verifica-se uma diluição da carga poluente, pelo que, a concentração de SST diminui consideravelmente. Relativamente à altura de água verificada na bacia de retenção observa-se que não é atingida a altura de 3m que corresponde à sua altura máxima, logo, pode-se afirmar que foi dimensionada de forma adequada.

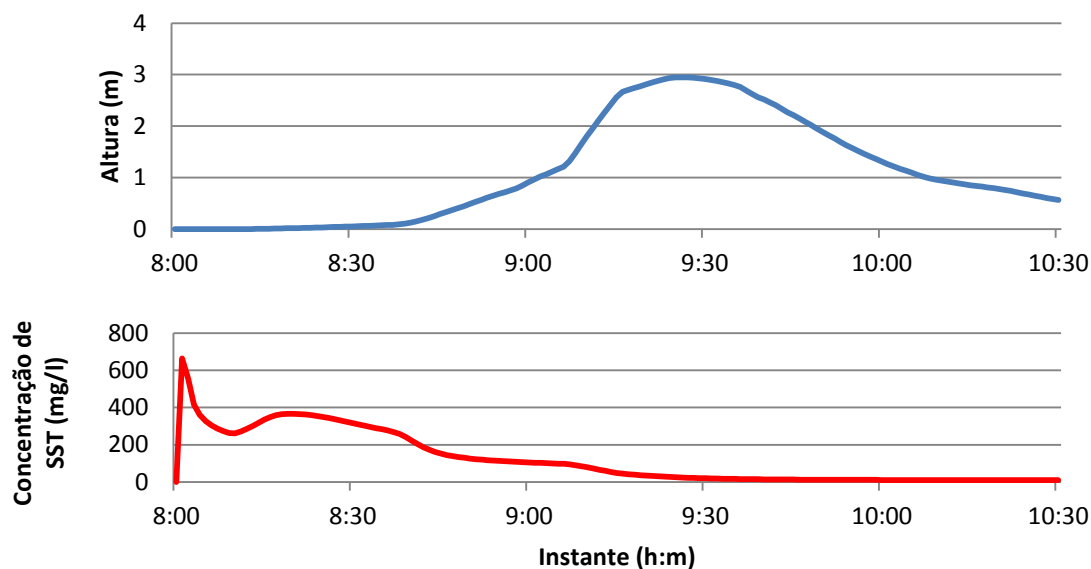


Figura 4.15 – Altura de água e concentração do SST na bacia de retenção (Mercado Municipal)

Verifica-se que resultados obtidos no modelo 1D comparativamente aos do modelo 1D/1D são diferentes quando se verifica a entrada em carga do sistema, tal como seria de esperar. Do ponto de vista hidráulico, a bacia de retenção cumpre o seu propósito, ao provocar uma atenuação do caudal de ponta, que é evidente nos resultados apresentados.

5 CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

5.1 Conclusões

A existência de uma rede de drenagem urbana é fundamental para salvaguardar a segurança e o bem-estar da população inserida num meio urbano. Os descarregadores de cheia fazem parte de uma rede de drenagem urbana e evitam que a capacidade hidráulica das infraestruturas dispostas a jusante não seja excedida, ao proporcionarem a possibilidade de libertar parte do caudal afluente e conduzindo-o até ao meio hídrico recetor.

O aumento dos eventos extremos induz um aumento do número de descargas dos descarregadores de tempestade. Consequentemente, a carga poluente que é libertada, pode colocar em risco a qualidade das águas e dos habitats onde essas descargas ocorrem. Desta forma, torna-se evidente a importância de avaliar o comportamento de uma rede de drenagem urbana perante eventos extremos, sob o ponto de vista hidráulico e de qualidade da água.

Desta forma, neste estudo é abordado um conceito inovador denominado drenagem dual, que apresenta uma grande importância, na medida em que permite estudar o comportamento da água que se acumula à superfície, nomeadamente, quando perante eventos extremos, o sistema de coletores entra em carga, provocando um movimento ascendente do escoamento. Nessas circunstâncias excecionais torna-se crucial a avaliação da qualidade da água que escoar no sistema de drenagem.

Neste documento é apresentada uma descrição detalhada da metodologia utilizada e da sua aplicação, analisando o sistema de drenagem unitário da zona central de Coimbra.

O *software* utilizado é um modelo dinâmico chuva-vazão que simula a quantidade e a qualidade do escoamento em redes de drenagem, especialmente em áreas urbanas, denominado SWMM.

Neste modelo foi considerado o poluente Sólidos Suspensos Totais (SST), por ser frequentemente utilizado para aferir sobre a qualidade da água e por ser analisado nos estudos promovidos por diversos autores (Temprano et al., 2006; Cambez et al., 2008; Liu et al., 2011).

Para efetuar uma simulação do comportamento da rede de drenagem que fosse o mais fiel possível à realidade, foi necessário implementar algumas particularidades do sistema, que foram determinantes para alcançar os objetivos propostos, entre as quais se destacam:

- A introdução do caudal de águas residuais domésticas afluyente à rede com base nos consumos reais de água de abastecimento (cedidos pelas Águas de Coimbra);
- A modelação da Estação Elevatória de Águas Residuais, que inclui uma válvula de retenção, um reservatório e uma bomba elevatória, comandados por instruções de programação para que pudessem operar automaticamente.
- A modelação dos Descarregadores de Tempestade para dar resposta a situações de um caudal afluyente à rede elevado.

Nesse sentido, através da conjugação do conceito de drenagem dual com a modelação da qualidade da água foi possível:

- Avaliar a concentração do poluente SST num sistema unitário;
- Avaliar a qualidade de água à superfície devido à ocorrência de cheias, utilizando o modelo 1D/1D;
- Avaliar o impacte da implementação de uma bacia de retenção num sistema unitário em termos qualitativos e quantitativos.

Neste estudo foram analisados um modelo 1D e um modelo 1D/1D. Quando um sistema de drenagem não entra em carga, uma análise 1D é suficiente, uma vez que o escoamento se processa apenas entre coletores. No entanto, quando se verifica a entrada em carga dos coletores, existe acumulação de água à superfície sendo necessário contabilizar esse fenómeno. Como tal, nesse caso, uma análise 1D/1D é fundamental.

Numa fase inicial, pretendeu-se efetuar uma análise de sensibilidade recorrendo ao modelo 1D.

De uma forma geral, os resultados obtidos evidenciam a ocorrência do fenómeno de *first flush*, que resulta do arraste inicial de poluentes acumulados durante o período seco, o que provoca um pico no início da evolução da concentração de SST.

Tendo em consideração o VLE atribuído à descarga de águas residuais tratadas (60 mg SST/l), o valor da concentração de SST do caudal descarregado não é muito elevado (100 mg SST/l). Tal facto, deve-se à manifestação do elevado fator de diluição devido à contribuição das águas pluviais associadas a um evento de precipitação com um período de retorno de 100 anos. Desta forma, pode-se concluir que, nas circunstâncias estudadas, a carga poluente que é descarregada pelo DT tem um reduzido impacte ambiental no meio recetor.

Do ponto de vista hidráulico, a bacia de retenção implementada no modelo 1D/1D cumpre o seu propósito, que consistia em eliminar a acumulação de água à superfície da Praça 8 de Maio.

A plataforma criada possibilita o surgimento de novas oportunidades no âmbito da modelação avançada de sistemas de drenagem, principalmente, na análise da qualidade da água. O tipo de simulações aqui analisadas permite melhorar os sistemas existentes, bem como, encontrar técnicas e práticas de dimensionamento de sistemas futuros mais adequadas aos meios urbanos onde se inserem, que são alvo de uma evolução e transformação constantes. Nesse sentido, esta ferramenta pode servir de apoio ao controlo em tempo real de sistemas de drenagem, que constitui uma tendência para o futuro, e à previsão de inundações a curto prazo. Por outro lado, permite avaliar o impacte ambiental de descargas de tempestade que ocorrem perante situações extremas, com vista ao cumprimento das recomendações legais.

5.2 Trabalhos Futuros

Apesar de uma bacia de retenção funcionar do ponto de vista hidráulico, em termos de qualidade da água e mais especificamente em relação ao poluente SST, a bacia pode promover uma deposição considerável de SST, que não é considerada no modelo em estudo. Desta forma, em estudos futuros seria aconselhável efetuar uma análise de sensibilidade em relação a este fenómeno, para poder aferir sobre a sua influência nos resultados finais.

Os fenómenos de acumulação e lixiviação de poluentes em sistemas de drenagem unitários são influenciados por diversas variáveis, e ainda são difíceis de prever. Nesse sentido, para aumentar o grau de certeza dos resultados obtidos, este tipo de modelo poderia ser calibrado com dados de medições de poluentes efetuadas no local em estudo.

Adicionalmente, recomenda-se uma comparação dos resultados do modelo 1D/1D com os resultados de um modelo 1D/2D, que permita obter conclusões acerca das potencialidades e limitações de ambos os modelos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Balmforth, D. J. e Henderson, R. J. (1988). A Guide to the Design of Storm Overflow Structures, WRC Engineering Centre.

Barbosa, A. E., Fernandes, J. N. e David, L. M. (2012). "Key issues for sustainable urban stormwater management." *Water Research* 46: 6787-6798.

Borris, M., Viklander, M., Gustafsson, A.-M. e Marsalek, J. (2012). Using urban runoff simulations for addressing climate change impacts on urban runoff quality in a Swedish town. 9th International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrade.

Burton, G. A. e Pitt, J. R. E. (2002). *Stormwater Effects Handbook: A toolbox for Watershed Managers, Scientists and Engineers*. Florida, Lewis Publishers.

Butler, D. e Davies, J. W. (2011). *Urban Drainage*. Oxon, Spon Press.

Butts, M. B., Payne, J. T., Kristensen, M. e Madsen, H. (2004). "An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation." *Journal of Hydrology* 298: 242–266.

Cambez, M. J., Pinho, J. e David, L. M. (2008). Using SWMM 5 in the continuous modelling of stormwater hydraulics and quality. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.

CBSNews@ (2012). "<http://www.cbsnews.com/pictures/record-rains-and-flooding-in-minn/9/>." Record rains and flooding in Minnesota. Acedido a 03/03/2014.

Chow, V. T., Maidment, D. R. e Mays, L. W. (1988). *Design Storms - Chapter 14*. em: *Applied Hydrology*, McGraw-Hill Book Company.

Debo, T. N. e Reese, A. J. (2003). *Municipal Stormwater Management*. Florida, Lewis Publishers.

DiáriodeCoimbra@ (2013). "<http://www.diariocoimbra.pt/noticias/baixa-de-coimbra-esteve-inundada-durante-uma-hora>." Baixa de Coimbra esteve inundada durante uma hora. Acedido a 8/01/2014.

Djordjevic, S., Prodanovic, D., Maksimovic, C., Ivetic, M. e Savic, D. (2005). "SIPSON - Simulation of interaction between pipe flow and surface overland flow in networks." *Water Science and Technology* 52(5): 275-283.

Estellés, M. A. A. (2010). Analysis of rainfall data and rainfall forecasting techniques used as input for urban pluvial flood simulation and prediction. Tese de Mestrado, Department of Civil Engineering - Imperial College, Londres.

Europeia, C. (2010). Directiva Quadro-Água. Serviço de publicações.

Europeia, C. e Ambiente, D. G. (2008). Poluição: Reduzir os produtos químicos perigosos nas águas da Europa, Water Information System for Europe.

ForumCoimbra@ (2013). "<http://www.forumcoimbra.com/forum/viewtopic.php?f=31&t=17456> " Mau tempo em Coimbra causa inundações. Acedido a 10/12/2013.

Freixial, P. e Franco, M. J. (2012). Controlo de descargas de águas residuais no âmbito da regulação da qualidade dos serviços prestados aos utilizadores. Encontro Técnico da Comissão Sectorial para a Água (CS/04), Almada.

Gironás, J., Roesner, L. A., Davis, J. e Rossman, L. A. (2009). Storm Water Management Model - Applications Manual. Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory.

Google@ (2013). "<http://www.google.com/earth/>." Google Earth. Acedido a 19/12/2013.

Haydon, S. e Deletic, A. (2009). "Model output uncertainty of a coupled pathogen indicator-hydrologic catchment model due to input data uncertainty." *Environmental Modelling & Software* 24(3): 322-328.

HydroInternational@ (2013). "<http://www.hydro-int.com/UserFiles/downloads/UK%20WW%20Storm%20King%20SS%20C1212.pdf>." Storm King Overflow. Acedido a 10/12/2013.

Kobayashi, F. Y., Faggion, F. H. M., Bosco, L. M. D., Chirinéa, M. L. B. e Fernandes, M. (2008). Drenagem Urbana Sustentável, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Departamento de Engenharia hidráulica e Sanitária.

Leandro, J., Chen, A. S., Djordjevic, S. e Savic, D. A. (2009). "Comparison of 1D/1D and 1D/2D Coupled (Sewer/Surface) Hydraulic Models for Urban Flood Simulation." *Journal of Hydraulic Engineering* 135(6): 495–504.

Leandro, J., Djordjevic, S., Chen, A. S., Savic, D. A. e Stanic, M. (2011). "Calibration of 1D/1D urban flood models with 1D/2D model results in the absence of real data " *Water Science & Technology* 64(5): 1016-1024.

Leitão, J. P., Almeida, M. C., Simões, N. E. e Martins, A. (2012). Methodology for qualitative urban flooding risk assessment. 9th International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrado.

Leitão, J. P., Matos, J. S., Maksimovic, C. e Prodanovic, D. (2008). Modelos de simulação do escoamento superficial em meio urbano - potencialidades e limitações. 13º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Covilhã.

Leitão, J. P. C. (2009). Enhancement of digital elevation models and overland flow path delineation methods for advanced urban flood modelling. Tese de Doutoramento, Department of Civil and Environmental Engineering - Imperial College, Londres.

Lencastre, A. (1996). Hidráulica Geral. Lisboa, Edição do autor.

Lima, J. L. M. P. (2005). Hidrologia Urbana. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra.

Liu, A., Egodawatta, P. e Goonetilleke, A. (2011). Variability of Input Parameters related to Pollutants Build-up in Stormwater Quality Modelling. 34th IAHR World Congress, Brisbane.

Machado, F. M. C. (2013). Modelação Hidráulica de Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil. Coimbra, Universidade de Coimbra.

Maksimovic, C., Prodanović, D., Boonya-Aroonnet, S., Leitão, J. P., Djordjević, S. e Allitt, R. (2009). "Overland flow and pathway analysis for modelling of urban pluvial flooding." *Journal of Hydraulic Research* 47(4): 512-523.

Mannina, G. e Viviani, G. (2010). "An urban drainage stormwater quality model: Model development and uncertainty quantification." 381: 248–265.

Marchis, M. D., Freni, G. e Napoli, E. (2012). Modelling of E. coli distribution in coastal areas subjected to combined sewer overflows. 9th International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrade.

Matos, J. S. (2003). "Aspetos Históricos e Atuais da Evolução da Drenagem de Águas Residuais em Meio Urbano." Revista Engenharia Civil 16: 13-23.

Mays, L. W. (2004). Stormwater Collection Systems Design Handbook, McGraw-Hill.

Metcalf, Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L. e Stensel, H. D. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. New York, McGraw-Hill.

Paula, T. J. A. G. (2013). Zonas inundáveis e quantificação do risco de inundação em meios urbanos. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil. Coimbra, Universidade de Coimbra.

Pina, R. (2013). Fotografias da rede de drenagem da Zona Central de Coimbra. Coimbra, Águas de Coimbra.

Portela, M. M., Marques, P. e Carvalho, F. F. d. (2000). Hietogramas de Projeto para a análise de cheias baseada no modelo do hidrograma unitário do Soil Conservation Service (SCS). 5º Congresso da Água - A água e o desenvolvimento sustentável: Desafios para o novo Século, Lisboa.

Price, R. K. e Vojinovic, Z. (2011). Urban Hydroinformatics. London, IWA Publishing.

QuestõesNacionais@ (2013). "<http://questoesnacionais.blogspot.co.uk/2013/12/baixa-de-coimbra-parcialmente-inundada.html>." Baixa de Coimbra parcialmente inundada. Acedido a 28/12/2013.

Rossman, L. A. (2010). Storm Water Management Model - User's Manual, Version 5.0. Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory.

Sá Marques, A., Lima, J. P. d., Sousa, J., Simões, N. E. e Pina, R. (2013). Hidrologia Urbana - Sistemas de Drenagem de Águas Pluviais Urbanas. Lisboa, ERSAR e Universidade de Coimbra.

Sá Marques, A. e Sousa, J. (2008). *Hidráulica Urbana - Sistemas de Abastecimento de Água e de Drenagem de Águas Residuais*. Coimbra, Imprensa da Universidade de Coimbra.

Sayers, P., Yuanyuan, L., Galloway, G., Penning-Rowsell, E., Fuxin, S., Kang, W., Yiwei, C. e Quesne, T. L. (2013). *Flood Risk Management: A Strategic Approach*. Paris, UNESCO.

Simões, N. E. (2012). *Urban Pluvial Flood Forecasting*. Tese de Doutoramento, Department of Civil Engineering - Imperial College, Londres.

Sousa, E. R. d. (2001). *Saneamento Ambiental I: Noções sobre qualidade da água*. Lisboa, Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura - Secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais.

SUDSnet@ (2014). "<http://sudsnet.abertay.ac.uk/index.htm>." Sustainable Urban Drainage Systems Network. Acedido a 5/03/2014.

Temido, J. (2012). *Projecto e Exploração de ETAR: Caracterização das Águas Residuais e da Biomassa*. Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Coimbra.

Temprano, J., Arango, Ó., Cagiao, J., Suárez, J. e Tejero, I. (2006). "Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain." *Water SA* 32(1).

Thériault, A. e Duchesne, S. (2012). *Urban water quality modelling: quantifying the fecal coliform load in the Beauport River*. 9th International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrade.

Woods-Ballard, B., Kellagher, R., Martin, P., Jefferies, C., Bray, R. e Shaffer, P. (2007). *The SUDS manual*. Ciria. London.