



# AVALIAÇÃO DO RISCO DE INUNDAÇÃO EM ZONAS URBANAS COM A INTEGRAÇÃO DE DADOS LIDAR E CARTOGRAFIA A ESCALA GRANDE

*Paulo Alexandre Justo Fernandez*

Tese apresentada à Universidade de Évora  
para obtenção do Grau de Doutor em Ciências da Engenharia do Território e Ambiente,  
Especialidade: Engenharia Civil

ORIENTADORES: *Maria Madalena Vitório Moreira Vasconcelos*  
*Luísa Maria Gomes Pereira*  
*Gil Rito Gonçalves*

ÉVORA, MARÇO 2015







**Contactos:**

Universidade de Évora  
**Instituto de Investigação e Formação Avançada - IIFA**  
Palácio do Vimioso | Largo Marquês de Marialva, Apart. 94  
7002-554 Évora | Portugal  
Tel: (+351) 266 706 581  
Fax: (+351) 266 744 677  
email: [iifa@uevora.pt](mailto:iifa@uevora.pt)



À Leonor, Carlota e Sandra



---

## Resumo

As inundações são um dos desastres naturais com mais impacto, provocando mortes, afectando pessoas e causando perdas económicas elevadas tendo a sua frequência aumentado nos últimos anos. A avaliação do risco de inundação apresenta um carácter multidisciplinar, e a abordagem deve ser centrada no perigo e na vulnerabilidade.

O objectivo deste estudo é desenvolver uma metodologia para avaliação do risco de inundação em zonas urbanas, tendo como base a melhoria da modelação digital da superfície de escoamento, e da estimativa da vulnerabilidade à inundação.

No âmbito da modelação hidráulica de inundações, foi desenvolvido, testado e validado um método para a criação de um Modelo Digital de Superfície de escoamento (MDSe) com exactidão e resolução espacial elevadas, pela integração de informação geográfica existente e obtida de diferentes fontes. Os resultados das simulações do modelo LISFLOOD-FP mostram que a integração de dados LiDAR e cartografia a escala grande na construção do MDSe possibilitou um bom ajustamento do modelo no cálculo da altura de água no leito do rio e da extensão de inundação. Contudo, a integração de dados de vegetação, provenientes de imagens aéreas ortorectificadas CIR de alta resolução, contribuiu, ainda, para uma melhoria desse desempenho do modelo.

A vulnerabilidade é um conceito multi-dimensional e complexo, cuja medição e classificação apresentam uma elevada incerteza. Neste trabalho foram utilizadas duas abordagens para modelação da vulnerabilidade à inundação, através da Análise Multicritério Espacial e da Análise de Componentes Principais. Os resultados demonstram que o método de agregação e a escala de análise influenciam a classificação da vulnerabilidade à inundação. É importante a estimativa da vulnerabilidade à escala local (subsecção estatística) para fornecer informação detalhada para a avaliação do risco de inundações em zonas urbanas.

**Palavras chave:** Cartografia a escala grande; LiDAR; Modelo Digital de Superfície do escoamento; Modelo Digital do Terreno; Risco de inundação.





---

# Urban flood risk assessment by integrating LiDAR data and large scale cartography

## Abstract

Floods are one of the natural disasters with more impact, that cause deaths, affect people and bring high economic damage. Their frequency has increased in recent years. The flood risk assessment is multidisciplinary, and its modelling should be focused on hazard and vulnerability.

The objective of this work is to develop a urban flood risk assessment methodology based on improvements of digital surface flow modelling and flood vulnerability prediction.

In the scope of the hydraulic flood modelling was developed, tested, and validated a methodology to create a Digital Surface Flow Model (DSMf) with high accuracy and resolution by integrating geographic information from various data sources. The LISFLOOD-FP model runs show that the integration of LiDAR data and large scale cartography to create a DSMf allows a good model fit to water levels and flood extension prediction. However, the addition of vegetation information, extracted from colour infrared orthorectified images (CIR) of high spatial resolution, contributed to improving of the model performance.

The vulnerability is a multi-dimensional and complex concept, measured and classified with high uncertainty. In this study, it was used two flood vulnerability modelling approaches through Spatial Multicriteria Analysis and Principal Component Analysis. The results demonstrate that the aggregation method and the scale of the analysis affect the flood vulnerability rating. It is important to estimate the vulnerability at local-scale (neighbourhoods) to provide detailed information for urban flood risk assessment.

**Key words:** Large scale cartography; LiDAR; Digital Surface Flow Model, Digital Terrain Model; Flood Risk.



---

## Agradecimentos

Este trabalho não teria sido possível sem o contributo de muitas pessoas e entidades às quais gostaria de agradecer:

À Professora Madalena Moreira (Universidade de Évora), orientadora científica deste trabalho, pelos conhecimentos transmitidos, a profícua troca de ideias, o incentivo constante e a disponibilidade total e incondicional.

À Professora Luísa Pereira (Universidade de Aveiro), co-orientadora científica deste trabalho, pelos conselhos e espírito crítico, pelas valiosas sugestões na redacção e revisão do documento.

Ao Professor Gil Gonçalves (Universidade de Coimbra), co-orientador científico deste trabalho, pela sugestão do tema de investigação e pela formação científica que me transmitiu.

Ao Professor Paul Bates (Universidade de Bristol), pela cedência do modelo hidráulico de inundação LISFLOOD-FP e disponibilidade demonstrada.

Ao Doutor Jeffrey Neal (Universidade de Bristol), pelo apoio e conselhos na aplicação do modelo hidráulico de inundação LISFLOOD-FP.

Ao Instituto Politécnico de Castelo Branco e à Escola Superior Agrária, pelas condições concedidas para a concretização deste trabalho.

Aos Serviços de Informática do Instituto Politécnico de Castelo Branco, pela disponibilização dos recursos computacionais necessários para a modelação.

Ao ICAAM, unidade de Investigação e Desenvolvimento da Universidade de Évora, pelos recursos disponibilizados.

Ao programa PROTEC da FCT, pela concessão da bolsa que permitiu o financiamento do estudo.

Ao projecto de investigação POCI/CTE-GEX/60353/2004 - Modelação e classificação da superfície terrestre pela integração de imagens multi-espectrais e MDS, pela disponibilização dos dados LiDAR e das imagens.

À Gaiurb pela cedência da informação geográfica.

Aos meus pais, pelo apoio sincero e incondicional, em todos os momentos da minha vida.

À Sandra, agradeço todas as ideias, incentivos e revisões críticas do texto produzido e, muito especialmente, as demonstrações de carinho, amizade e paciência, que foram indubitavelmente, um elemento catalizador e propulsor para a execução deste trabalho.

Às minhas filhas, Carlota e Leonor, que nasceram durante esta etapa, e foram um estímulo para trilhar este percurso até ao fim.



---

# Índice

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1	ENQUADRAMENTO	1
1.2	OBJECTIVOS DO ESTUDO	3
1.3	ORGANIZAÇÃO DO TEXTO	5
<b>2</b>	<b>SÍNTESE DE CONHECIMENTOS</b>	<b>7</b>
2.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	7
2.2	AS INUNDAÇÕES, A SOCIEDADE E O ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO	7
2.3	TERMINOLOGIA E INTEGRAÇÃO DOS CONCEITOS	10
2.3.1	Desastre	10
2.3.2	Perigo	12
2.3.3	Vulnerabilidade	14
2.3.4	Risco	16
2.4	MODELAÇÃO HIDRÁULICA DO ESCOAMENTO EM SUPERFÍCIE LIVRE	17
2.4.1	Introdução	17
2.4.2	Equações básicas do escoamento	18
2.4.3	Formulação matemática	19
2.4.3.1	Modelo reservatório ou de armazenamento	20
2.4.3.2	Onda cinemática	20
2.4.3.3	Onda difusiva	21
2.4.3.4	Onda difusiva com o termo da força de inércia local	21
2.4.3.5	Onda dinâmica completa	22
2.4.4	Dimensões do domínio	22
2.4.4.1	Modelo 0D	24
2.4.4.2	Modelo 1D	24
2.4.4.3	Modelo híbrido 1D/2D	25
2.4.4.4	Modelo 2D	25
2.4.4.5	Modelo 3D	26
2.4.5	Parâmetros do modelo	27
2.4.5.1	Topografia	27
2.4.5.2	Coefficiente de resistência	28
2.4.5.3	Hidrograma de cheia	32
2.4.6	Calibração e validação do modelo	32
2.5	MODELAÇÃO DIGITAL DA SUPERFÍCIE	37
2.5.1	Considerações gerais	37
2.5.2	Dados LiDAR	38
2.5.3	Algoritmos de filtragem	40
2.5.4	Resolução espacial	41
2.5.5	Interpolação espacial	46
<b>3</b>	<b>MODELO LISFLOOD-FP</b>	<b>51</b>
3.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	51
3.2	DESCRIÇÃO DO MODELO	51
3.3	ESCOAMENTO NO LEITO DO CANAL	53
3.4	ESCOAMENTO NA ZONA DE INUNDAÇÃO	54
3.5	COMBINAÇÃO DOS MODELOS 1D NO CANAL E 2D NA ZONA DE INUNDAÇÃO	59
3.6	RECOLHA E ORGANIZAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA	61
3.7	RESULTADOS	62
3.8	APLICAÇÕES DO MODELO	63
<b>4</b>	<b>ÁREA DE ESTUDO E DADOS</b>	<b>67</b>
4.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	67
4.2	ÁREA DE ESTUDO	67
4.2.1	Rio Febros	68
4.2.2	Urbanização Vila D'Este	69
4.3	DADOS PARA AVALIAÇÃO DO PERIGO DE INUNDAÇÃO	69
4.3.1	Altimetria LiDAR	69
4.3.2	Ortofotomapas	70
4.3.3	Cartografia	71
4.3.4	Cartografia de uso e ocupação do solo de Portugal Continental	72
4.3.5	Hidrograma de cheia	73
4.3.6	Estações experimentais	74
4.4	DADOS PARA AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À INUNDAÇÃO	74

<b>5</b>	<b>CONSTRUÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO DE INUNDAÇÃO</b>	<b>77</b>
5.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	77
5.2	CRIAÇÃO DO MODELO DIGITAL DE SUPERFÍCIE DE ESCOAMENTO	78
5.2.1	Metodologia	78
5.2.2	Modelo digital de superfície de escoamento directo	80
5.2.3	Modelo digital de superfície de escoamento derivado	80
5.2.3.1	MDSeC	81
5.2.3.2	MDSeLC e MDSeLCI	82
5.2.4	Análise dos modelos digitais de superfície de escoamento	86
5.3	GEOMETRIA DAS SECÇÕES TRANSVERSAIS DO CANAL	89
5.4	CONDIÇÕES DE FRONTEIRA	90
5.5	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO DE INUNDAÇÃO	94
5.5.1	Metodologia	95
5.5.2	Resultados da calibração	97
5.5.3	Resultados da validação	101
5.6	ANÁLISE DO EFEITO DA RESOLUÇÃO ESPACIAL NA DELIMITAÇÃO DA EXTENSÃO DE INUNDAÇÃO	103
5.7	SÍNTESE CONCLUSIVA	105
<b>6</b>	<b>AVALIAÇÃO DO PERIGO DE INUNDAÇÃO</b>	<b>107</b>
6.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	107
6.2	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO COEFICIENTE DE RESISTÊNCIA NA ZONA INUNDÁVEL	107
6.3	DELIMITAÇÃO DAS ZONAS DE PERIGO DE INUNDAÇÃO	110
6.3.1	Estudo de caso: rio Febros	110
6.3.2	Estudo de caso: urbanização de Vila D'Este	113
<b>7</b>	<b>MODELAÇÃO DA VULNERABILIDADE À INUNDAÇÃO</b>	<b>117</b>
7.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	117
7.2	INDICADORES DE VULNERABILIDADE À INUNDAÇÃO	117
7.3	AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE COM BASE EM ANÁLISE MULTICRITÉRIO ESPACIAL	120
7.3.1	Âmbito geográfico	121
7.3.2	Estrutura hierárquica do modelo de vulnerabilidade	122
7.3.3	Estandardização dos factores	125
7.3.4	Ponderação dos critérios	127
7.3.5	Combinação dos critérios de vulnerabilidade e mapeamento	130
7.3.6	Análise e discussão dos resultados da vulnerabilidade	134
7.3.7	Síntese conclusiva	140
7.4	AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE COM BASE EM ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	141
7.4.1	Âmbito geográfico	141
7.4.2	Seleção dos indicadores	142
7.4.3	Construção do índice de vulnerabilidade	143
7.4.4	Escala de análise	144
7.4.5	Estandardização dos indicadores	145
7.4.6	Extracção dos factores	145
7.4.7	Agregação e mapeamento	146
7.4.8	Análise e discussão dos resultados da vulnerabilidade	147
7.4.9	Síntese conclusiva	152
7.5	RESULTADOS DA VULNERABILIDADE NAS ÁREAS DE ESTUDO	152
7.5.1	Estudo de caso: rio Febros	153
7.5.2	Estudo de caso: urbanização de Vila d'Este	155
<b>8</b>	<b>AVALIAÇÃO DO RISCO DE INUNDAÇÃO</b>	<b>157</b>
8.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	157
8.2	METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO RISCO DE INUNDAÇÃO	157
8.3	ESTUDO DE CASO RIO FEBROS	158
8.4	ESTUDO DE CASO URBANIZAÇÃO DE VILA D'ESTE	163
<b>9</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>169</b>
9.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS	169
9.2	LIMITAÇÕES DOS RESULTADOS	171
9.3	TRABALHOS FUTUROS	171
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>173</b>

---

## Índice de Anexos

ANEXO I – Interpolação espacial.....	191
ANEXO II – Registos de precipitação.....	207
ANEXO III – Variáveis da BGRI.....	211
ANEXO IV – Avaliação de desempenho do modelo LISFLOOD-FP.....	215
ANEXO V – Matrizes de componentes após a rotação.....	225
ANEXO VI – Mapas de vulnerabilidade à inundação nos municípios.....	229
ANEXO VII – Área ocupada pelas classes de vulnerabilidade.....	237
ANEXO VIII – Zonas sujeitas aos diferentes níveis de risco de inundação.....	241





---

## Índice de Figuras

Figura 2.1 - Ciclo de gestão de desastres, adaptado de Schneiderbauer (2007).....	11
Figura 2.2 - Principais tarefas associadas à modelação digital do terreno, adaptado de Hutchinson and Gallant (2000). .....	37
Figura 2.3 - Padrões de distribuição de parâmetros da superfície do terreno obtidos para diferentes resoluções espaciais, adaptado de (Deng <i>et al.</i> , 2007) .....	43
Figura 2.4 - Determinação da resolução óptima e função da variabilidade de dados, adaptado de Zhilin (2008). .....	44
Figura 2.5 - Efeito da resolução espacial no escoamento na envolvente dos edifícios, adaptado de Syme (2008). .....	45
Figura 2.6 - Relação entre o coeficiente de resistência e a percentagem de sobre-estimação da extensão de inundação, adaptado de Yu e Lane (2006). .....	45
Figura 3.1 - Esquema de cálculo do modelo LISFLOOD-FP.....	52
Figura 3.2 – Diagrama simplificado do cálculo do escoamento no LISFLOOD-FP. ....	60
Figura 4.1 - Área de estudo: Rio Febros. a) MDS Lidar; b)Ortofotomapa. ....	68
Figura 4.2 - Área de estudo: Urbanização VilaD'Este. a) MDS Lidar; b)Ortofotomapa. ....	69
Figura 4.3 - a) Ortofotomapa da área de estudo do rio Febros e b) Orto-imagem CIR da área de estudo do rio Febros. ....	70
Figura 4.4 - Cartografia a escala grande da área de estudo do rio Febros. a) Altimetria e hidrografia; b) Construções e hidrografia. ....	71
Figura 4.5 - Cartografia a escala grande da área de estudo de Vila D'Este. a) Rede rodoviária; b) Rede rodoviária e construções. ....	72
Figura 4.6 - COS2007 da área de estudo do rio Febros.....	73
Figura 4.7 - Estações hidrométricas no Rio Febros.....	74
Figura 4.8 - Sensores de nível <i>Datalogger</i> Gealog Micro. ....	74
Figura 4.9 - Representação espacial das subsecções estatísticas. a) Município de Vila Nova de Gaia; b) estudo de caso: rio Febros; e ; c) estudo de caso: VilaD'Este. ....	76
Figura 5.1 - Fluxograma da metodologia para criação do modelo digital de superfície de escoamento. ....	79
Figura 5.2 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeL e ilustração do MDSeL. ....	80
Figura 5.3 - Etapas da integração do MDTC com o edificado. ....	81
Figura 5.4 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeC e ilustração do MDSeC.....	82
Figura 5.5 - Parâmetros da filtragem: (a) selecção dos pontos terreno e construção da TIN; (b) medição do ângulo e da distância, adaptado de Zhang e Lin (2013).....	83
Figura 5.6 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeLC e ilustração do MDSeLC.....	84
Figura 5.7 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeLCI e ilustração do MDSeLC.....	86
Figura 5.8 - Modelos digitais de superfície de escoamento.....	87
Figura 5.9 - Variação de cota em perfil nos diversos MDSe.....	88
Figura 5.10 - Representação esquemática da bacia e sub-bacias no modelo HEC-HMS.....	90
Figura 5.11 - Hidrograma na secção de referência para o evento de 13 e 14 de Dezembro de 2012. ....	92
Figura 5.12 - Hidrograma na secção de referência para o evento de 18 e 19 de Janeiro de 2013. ....	92
Figura 5.13 - Hidrogramas na secção de referência para os períodos de retorno de 5, 50, 100 e 500 anos. ....	94
Figura 5.14 - Metodologia para calibração e validação do modelo hidráulico de inundação.....	95
Figura 5.15 - Probabilidade de ajustamento do modelo (NSE) para os vários MDSe, nas duas estações hidrométricas (calibração). ....	99

Figura 5.16 - Extensão de inundação prevista pelo modelo e delimitada no trabalho de campo para os vários MDSe. ....	100
Figura 5.17 - Probabilidade de ajustamento do modelo (NSE) para os vários MDSe, nas estações hidrométricas (validação). ....	102
Figura 5.18 - Extensão de inundação prevista e observada para diferentes resoluções espaciais. ....	104
Figura 6.1 – Distribuição espacial da diferença do instante de início da inundação nas células, para o rio Febros. ....	109
Figura 6.2 - Mapas de perigo de inundação na zona adjacente ao rio Febros com a aplicação do MDSeLCI, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos. ....	111
Figura 6.3 - Mapas de perigo de inundação na zona adjacente ao rio Febros com a aplicação do MDSeC, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos. ....	112
Figura 6.4 – Área ocupada pelas zonas de perigo de inundação no rio Febros. ....	113
Figura 6.5 - Mapas de perigo de inundação na urbanização de Vila de D’Este com a aplicação do MDSeLCI, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos. ....	115
Figura 6.6 - Área ocupada pelas zonas de perigo de inundação na urbanização de Vila de D’Este. ....	116
Figura 7.1 - Modelo AMCE para avaliação vulnerabilidade à inundação. ....	121
Figura 7.2 – Localização das freguesias do município de Vila Nova de Gaia. ....	122
Figura 7.3 - Estrutura hierárquica para representação dos critérios do modelo de vulnerabilidade. ....	123
Figura 7.4 - Espaço estratégico de decisão, adaptado de Malczewski (2006c). ....	131
Figura 7.5 - Peso dos critérios de avaliação da vulnerabilidade. ....	134
Figura 7.6 - Cenários de vulnerabilidade à inundação. ....	137
Figura 7.7 - Alterações nas classes de vulnerabilidade das subsecções estatísticas nos seis cenários. ....	138
Figura 7.8 - Média da vulnerabilidade nas 24 freguesias de Vila Nova de Gaia. ....	139
Figura 7.9 - Localização geográfica das áreas de estudo. ....	142
Figura 7.10 - Fluxograma para construção do FloodVI. ....	144
Figura 7.11 - Valor de KMO e variância total explicada para o estudo de casos. ....	147
Figura 7.12 - Variância explicada por cada componente. ....	148
Figura 7.13 - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Vila Nova de Gaia (M1), obtido por diferentes métodos de agregação. ....	149
Figura 7.14 - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Vila Nova de Gaia (M4), obtido por diferentes métodos de agregação. ....	150
Figura 7.15 - Classes de vulnerabilidade nos municípios, obtidas por diferentes métodos de agregação. ....	151
Figura 7.16 – Mapa de vulnerabilidade à inundação no rio Febros. ....	154
Figura 7.17 - Mapa de vulnerabilidade à inundação na urbanização Vila d’Este. ....	155
Figura 8.1 - Matriz de risco de inundação. ....	157
Figura 8.2 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=5). ....	159
Figura 8.3 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=50). ....	160
Figura 8.4 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=100). ....	161
Figura 8.5 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=500). ....	162
Figura 8.6 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d’Este associado ao período de retorno (T=5). ....	164
Figura 8.7 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d’Este associado ao período de retorno (T=50). ....	165
Figura 8.8 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d’Este associado ao período de retorno (T=100). ....	166

---

Figura 8.9 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d'Este associado ao período de retorno  
(T=500).....167



---

## Índice de Quadros

Quadro 2.1 - Classificação do perigo de inundação. ....	13
Quadro 2.2 - Classificação do factor dos detritos (HR Wallingford <i>et al.</i> , 2006). ....	13
Quadro 2.3 - Classificação do perigo de inundação (HR Wallingford <i>et al.</i> , 2006). ....	13
Quadro 2.4- Modelos computacionais de inundação, adaptado de Pender (2006) e Díez-Herrero <i>et al</i> (2008). ...	23
Quadro 3.1 - Dados de entrada para a simulação do modelo LISFLOOD-FP, adaptado de Bates e Roo (2000) e Bates <i>et al.</i> (2005b). ....	61
Quadro 3.2 - Aplicações do modelo LISFLOOD-FP. ....	64
Quadro 5.1 - Resultados dos testes de análise da distribuição normal. ....	88
Quadro 5.2 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis. ....	89
Quadro 5.3 - Parâmetros fisiográficos e hidrológicos das sub-bacias considerados no modelo HEC-HMS. ....	91
Quadro 5.4 - Parâmetros da curva IDF do posto udométrico de Viana do Castelo. ....	93
Quadro 5.5 – Valores de precipitação acumulada (mm). ....	93
Quadro 5.6 – Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água, no processo de calibração nas duas estações hidrométricas. ....	98
Quadro 5.7 – Resultados da avaliação de desempenho ( $F$ ) do modelo na estimativa da extensão de inundação, no processo de calibração. ....	99
Quadro 5.8 – Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água, no processo de validação. ....	101
Quadro 5.9 – Resultados da avaliação de desempenho ( $F$ ) do modelo na estimativa da extensão de inundação, no processo de validação. ....	102
Quadro 5.10 - Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água. ....	103
Quadro 6.1 - Coeficientes de resistência ( $n$ Manning). ....	107
Quadro 7.1 - Considerações explicativas sobre as variáveis a adoptar no estudo da vulnerabilidade à inundação. ....	118
Quadro 7.2 - Factores de vulnerabilidade e os tipos de funções de standardização. ....	126
Quadro 7.3 - Escala de Saaty para a atribuição de peso (Saaty 1980). ....	128
Quadro 7.4 - Cenários de avaliação para o critério população. ....	132
Quadro 7.5 - Cenários de avaliação para o critério elementos expostos. ....	133
Quadro 7.6 - Cenários de avaliação para o critério socioeconómico. ....	133
Quadro 7.7 - Cenários de avaliação para o critério edifícios. ....	133
Quadro 7.8 - Resultados estatísticos para os cenários do 1º nível de agregação à escala do município de Vila Nova de Gaia. ....	135
Quadro 7.9 - Dados estatísticos para os cenários de vulnerabilidade à inundação. ....	136
Quadro 8.1 - Nomenclatura para os casos considerados para avaliação do risco de inundação. ....	158



## Lista de Símbolos

Símbolo	Descrição / Designação	Dimensões
$\alpha$	Factor da geometria e coeficiente de resistência do canal	-
$\beta$	Factor de correcção	-
$\Delta t$	Passo de cálculo do modelo	T
$\Delta x$	Dimensão da célula em x	L
$\Delta y$	Dimensão da célula em y	L
$\lambda_{\text{máx}}$	Valor próprio máximo da matriz A	-
$\mu$	Média	-
$\sigma$	Desvio-padrão	-
$\bar{P}$	Média da série de valores medidos	-
$\bar{O}$	Média da série de valores simulados	-
$SE_{\text{Jack}}(T)$	Estimativa da estatística Jackknife	-
$\overline{T^{(j)}}$	Média das repetições da estatística Jackknife	-
$ Z_i, j  \text{ max}$	Altura máxima do leito entre as células i e j	L
$ h_i, j  \text{ max}$	Altura máxima da superfície da água (altura do leito, mais a profundidade da água)	L
<b>A</b>	Matriz de comparação par a par	-
<b>A</b>	Área molhada da secção transversal	L <sup>2</sup>
<b>a</b>	Parâmetro das curvas IDF, característico do posto udométrico e dependente do período de tempo	-
<b>A<sup>calc</sup></b>	Conjunto de pixeis calculados pelo modelo como inundados.	L <sup>2</sup>
<b>A<sub>i,j</sub></b>	Área da secção transversal	L <sup>2</sup>
<b>a<sub>i,j</sub></b>	Importância relativa do critério i face ao critério da coluna j	-
<b>a<sub>11</sub>, a<sub>12</sub>, ..., a<sub>in</sub> e u<sub>j</sub></b>	Peso do critério reordenado de acordo com o valor do atributo Z <sub>ij</sub>	-
<b>A<sup>obs</sup></b>	Conjunto de pixeis observados como inundados	L <sup>2</sup>
<b>b</b>	Parâmetro das curvas IDF, característico do posto udométrico e dependente do período de tempo	-
<b>c</b>	Coeficiente adimensional	-
<b>e(x)</b>	Erro do modelo	-
<b>g</b>	Aceleração da gravidade	L T <sup>-2</sup>
<b>FD</b>	Factor dos detritos	-
<b>h</b>	Altura de água	L
<b>h<sub>flow</sub></b>	Profundidade do escoamento	L
<b>h<sub>i,j</sub></b>	Altura da superfície de água no nó (i,j)	L
<b>i<sub>p</sub></b>	Intensidade de precipitação	LT <sup>-1</sup>
<b>i</b>	Célula do canal	-
<b>j</b>	Passo de cálculo	-
<b>L</b>	Comprimento de um transepto	L
<b>n</b>	Coeficiente de resistência de Manning	L <sup>-1/3</sup> T
<b>Np</b>	Número de pontos de inflexão observados	-

---

<b>O<sub>i</sub></b>	Elemento da série de valores de registados	L
<b>P</b>	Perímetro molhado	L
<b>PI</b>	Perigo de inundação	L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Pi</b>	Elemento da série de valores simulados	L
<b>Q</b>	Caudal	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>q</b>	Caudal lateral por unidade de comprimento ao longo do canal	L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>i,j</sub></b>	Caudal entre duas células i e j	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>up</sub></b>	Caudal na direcção <i>up</i> da célula	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>down</sub></b>	Caudal na direcção <i>down</i> da célula	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>left</sub></b>	Caudal na direcção <i>left</i> da célula	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>right</sub></b>	Caudal na direcção <i>right</i> da célula	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>Q<sub>x</sub> e Q<sub>y</sub></b>	Caudal entre células na zona de inundação	L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup>
<b>R<sub>i,j</sub></b>	Raio hidráulico	L
<b>S</b>	Espaçamento dos pontos na grelha	-
<b>S<sub>0</sub></b>	Declive longitudinal do canal	-
<b>S<sub>f</sub></b>	Perda de carga unitária	-
<b>S<sub>i,j</sub></b>	Declive da superfície livre entre as duas células	-
<b>S<sub>m</sub></b>	Declive médio na bacia hidrográfica	-
<b>S<sub>obs/calc</sub></b>	Conjunto de pixeis de inundação observadas e calculadas	-
<b>t</b>	Variável independente tempo	T
<b>t<sub>c</sub></b>	Tempo de concentração	T
<b>V</b>	Volume de água numa célula	L <sup>3</sup>
<b>v</b>	velocidade do escoamento	LT <sup>-1</sup>
<b>v<sub>i</sub></b>	Peso da ordenação para o critério de ordem i	-
<b>V<sub>t</sub></b>	Volume de água numa célula no tempo t	L <sup>3</sup>
<b>z</b>	Cota do leito do canal	L
<b>z (x)</b>	Valor de dados no local X	-
<b>z *(x)</b>	Valor estimado no local X	-
<b>z<sub>1</sub> ≥ z<sub>2</sub> ≥ ... ≥ z<sub>n</sub></b>	Sequência resultante da reordenação dos valores de atributos	-



---

## Lista de Acrónimos

<b>Acrónimo</b>	<b>Descrição / Designação</b>
<b>i</b>	AMCE para um cenário de risco neutro e máximo trade-off
<b>ii</b>	AMCE para um cenário de risco mínimo sem trade-off
<b>iii</b>	AMCE para um cenário de risco risco máximo sem trade-off
<b>iv</b>	AMCE para um cenário de risco baixo e trade-off parcial
<b>v</b>	AMCE para um cenário v risco alto e trade-off parcial
<b>vi</b>	AMCE com cenário de risco neutro e trade-off parcial
<b>A1</b>	Método de agregação 1 na ACP, soma dos scores factoriais dos componentes
<b>A2</b>	Método de agregação 2 na ACP, score factorial do primeiro componentes
<b>A3</b>	Método de agregação 3 na ACP, soma ponderada dos scores factoriais dos componentes
<b>A4</b>	Método de agregação 1 na ACP, análise de clusters
<b>ACP</b>	Análise de Componentes Principais
<b>AHP</b>	Analytic Hierarchy Process ou Processo Hierárquico Analítico
<b>ALS</b>	Airborne Laser Scanning
<b>AMC</b>	Análise Multicritério
<b>AMCE</b>	Análise Multicritério Espacial
<b>AND</b>	Grau de risco mínimo no espaço estratégico de decisão
<b>ANDness</b>	Grau de risco no espaço estratégico de decisão
<b>ANSYS Fluent</b>	Software ANSYS Fluent
<b>ArcGIS</b>	Software SIG (ESRI)
<b>ASCII</b>	American Standard Code for Information Interchange
<b>BGRI</b>	Base Geográfica de Referenciação de Informação
<b>CC</b>	Concelho
<b>CI</b>	Índice de Consistência
<b>CIR</b>	Color Infra-Red
<b>CN</b>	Curve Number ou Número de Escoamento
<b>COS2007</b>	Cartografia de Ocupação do Solo referente ao ano 2007
<b>CR</b>	Grau de Consistência
<b>Delf3D (D-Flow)</b>	Modelo hidráulico desenvolvido pela Deltares
<b>DL</b>	Decreto-Lei
<b>DM e 4L</b>	Código da estação hidrométrica instalada no rio Febros
<b>DT</b>	Distrito
<b>DQM</b>	Desvio Quadrado Médio
<b>EM-DAT</b>	Emergency Events Database
<b>ERS</b>	European Remote Sensing Satellite
<b>FEMA</b>	Federal Emergency Management Agency
<b>FLDWAV</b>	Flood Wave desenvolvido pelo <i>National Weather Service</i> (E.U.A)
<b>FLO-2D</b>	Modelo hidráulico desenvolvido pelo FLO-2D Software
<b>FloodVI</b>	Índice de vulnerabilidade à inundação
<b>FR</b>	Freguesia
<b>HEC-GeoHMS</b>	Extensão SIG do HEC-GeoHMS para ArcGIS
<b>HEC-HMS</b>	Hydrologic Engineering Center- Hydrologic Modeling System

---

<b>Acrónimo</b>	<b>Descrição / Designação</b>
<b>HEC-GeoRAS</b>	Extensão SIG do Hydrologic Engineering Centers River Analysis System para ArcGIS
<b>HEC-RAS</b>	Hydrologic Engineering Centers -River Analysis System
<b>IDRISI</b>	Software SIG desenvolvido pela Univeridade Clark
<b>IDW</b>	Inverse Distance Weighted
<b>INE</b>	Instituto Nacional de Estatística
<b>INAG</b>	Instituto da Água, actualmente Agência Portuguesa do Ambiente
<b>InSAR</b>	Interferometric Synthetic Aperture Radar ou Interferometria Radar de Abertura Sintética
<b>ISPRS</b>	International Society for Photogrammetry and Remote Sensing
<b>IVDN</b>	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
<b>JFLOW</b>	Flood Modelling Tool, desenvolvida pela JBA
<b>KMO</b>	Índice de Kaiser-Meyer-Olkin
<b>LiDAR</b>	Light Detection and Ranging
<b>LISFLOOD-FP</b>	Modelo hidráulico de inundações, desenvolvido pela Universidade de Bristol
<b>M1</b>	Processamento individual (município) dos dados na ACP
<b>M4</b>	Processamento em grupo ( 4municípios ) d dados na ACP
<b>MCE</b>	Módulo de avaliação multicritério do software IDRISI
<b>MDS</b>	Modelo Digital de Superfície
<b>MDS<sub>e</sub></b>	Modelo Digital de Superfície de Escoamento
<b>MDS<sub>eC</sub></b>	Modelo Digital de Superfície de escoamento da cartografia a escala grande
<b>MDS<sub>eL</sub></b>	Modelo Digital de Superfície de escoamento do LiDAR
<b>MDS<sub>eLC</sub></b>	Modelo Digital de Superfície de escoamento resultante da integração de dados LiDAR e de cartografia a escala grande
<b>MDS<sub>eLCI</sub></b>	Modelo Digital de Superfície de escoamento resultante da integração de dados LiDAR, de cartografia a escala grande e imagens de alta resolução
<b>MDS<sub>n</sub></b>	Modelo Digital de Superfície normalizado
<b>MDT</b>	Modelo Digital do Terreno
<b>MDTC</b>	Modelo Digital do Terreno derivado da cartografia a escala grande
<b>MDTL</b>	Modelo Digital do Terreno derivado dos dados LiDAR
<b>NN</b>	Natural Neighbor
<b>NSE</b>	Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe
<b>ONU</b>	Organização das Nações Unidas
<b>OR</b>	Grau de risco máximo no espaço estratégico de decisão
<b>OR<sub>ness</sub></b>	Grau de risco no espaço estratégico de decisão
<b>OWA</b>	Ordered Weighted Averaging ou Média Ponderada Ordenada
<b>PFS</b>	Priority First-Search
<b>PNPOT</b>	Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território
<b>r<sup>2</sup></b>	Coeficiente de Determinação
<b>RADARSAT</b>	Canadian Remote Sensing satellites
<b>REN</b>	Reserva Ecológica Nacional
<b>RI</b>	Índice de Aleatoriedade
<b>River2D</b>	Modelo hidráulico desenvolvido pela Universidade de Alberta
<b>RMA2</b>	Modelo hidrodinâmico para calcular a profundidade média do escoamento, desenvolvido por US Army, Engineer Research and Development Center

---

---

<b>Acrónimo</b>	<b>Descrição / Designação</b>
<b>RQEMQ</b>	Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático
<b>SAR</b>	Synthetic Aperture Radar ou Radar de Abertura Sintética
<b>SCS</b>	Soil Conservation Service
<b>SEC</b>	Secção Estatística
<b>SIG</b>	Sistemas de Informação Geográfica
<b>SOBEK</b>	1D/2D modelling suite, desenvolvido por Deltares
<b>SoVI</b>	Social Vulnerability Index
<b>SPSS</b>	Statistical Package for the Social Sciences
<b>SRTM</b>	Shuttle Radar Topography Mission
<b>SR</b>	Spline regularizada
<b>SS</b>	Subsecção estatística
<b>ST</b>	Spline em tensão
<b>TELEMAC-2D/3D</b>	TELEMAC-MASCARET system, desenvolvido por Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement (LNHE) e Électricité de France
<b>TerraSAR-X</b>	Satélite de observação da Terra do Centro Aeroespacial Alemão e a da EADS Astrium.
<b>TERRASCAN</b>	Software de processamento de dados LiDAR
<b>TIN</b>	Triangulated Irregular Network
<b>TOR</b>	Formato de dados <i>raster</i> da TopoSys
<b>TRENT</b>	Hydraulic models for flooding
<b>TUFLOW</b>	Flood and Coastal Simulation Software, desenvolvido por BMT WBM
<b>WLC</b>	Weighted Linear Composition ou Combinação Linear Ponderada



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Enquadramento

As inundações são um fenómeno natural que não é possível evitar e, dependendo da magnitude atingida e da frequência, podem ser potencialmente perigosas, fazendo, por isso, parte dos riscos naturais a que a sociedade contemporânea está exposta. As inundações podem provocar perda de vidas, desalojados, danos no ambiente, e serem responsáveis por impactos sócio-económicos relevantes (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2007).

Na Europa, as inundações são consideradas como um desastre natural importante, por ser o mais frequente (EM-DAT, 2013), cuja frequência está a aumentar ao nível global (Balica *et al.*, 2012). Segundo o EM-DAT (2013), no período entre 1998 e 2009, as inundações ocorridas provocaram mais de 1100 mortes, afectaram mais de 3 milhões de pessoas e causaram perdas económicas superiores a 60 biliões de euros.

As projecções dos modelos de clima apontam para o aumento da frequência e da magnitude dos eventos extremos de precipitação (Vicente-Serrano *et al.*, 2011) que, em conjunto com a tendência de aumento da impermeabilização do solo alteram o regime de escoamento, contribuindo para o aumento da probabilidade de ocorrência de inundações em zonas urbanas. As perdas e os danos associados às inundações mostram que as consequências são mais graves quando ocorrem em zonas urbanas.

A Directiva relativa à Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundação estabelece um quadro para a avaliação e gestão dos riscos de inundações, com o objectivo de mitigar estes riscos (Mostert e Junier, 2009). Esta Directiva é uma oportunidade para desenvolver uma visão de prevenção integrada das inundações, estando assim lançados novos desafios para a investigação e para a engenharia.

A avaliação do risco de inundação depende do perigo e da vulnerabilidade, e deve estender-se às zonas potencialmente afectadas, pelo que é necessário desenvolver uma metodologia adequada para estimar a distribuição espacial: i) do perigo através da modelação hidráulica de inundações; e ii) da vulnerabilidade através da agregação dos factores físicos, económicos, sociais e ambientais.

Os modelos hidrológicos e hidráulicos espacialmente distribuídos são ferramentas importantes na estimativa do perigo de inundação, porque permitem calcular o caudal de ponta de cheia, a altura de água, a velocidade de escoamento, a duração da inundação e simular o efeito de um evento de precipitação nos objectos presentes na superfície do terreno, durante a onda de cheia. No entanto, são necessários registos históricos de alturas de água, de caudais e de precipitação para diferentes eventos de precipitação, de forma a calibrar e validar o modelo hidrológico e o modelo hidráulico de inundações. A monitorização dos eventos de inundação é fundamental para melhorar o conhecimento sobre o perigo de inundação, contudo, a escassez de dados é uma das principais limitações para a realização de estudos neste domínio.

A representação da superfície do terreno é um factor crítico na modelação hidráulica de inundações pois, como dado de entrada do modelo, condiciona o caudal de ponta de cheia e a extensão da

inundação (Horritt e Bates, 2001a). A resolução espacial (horizontal e vertical) e a qualidade do conjunto de dados geográficos podem produzir grandes diferenças nos resultados da modelação hidráulica de inundações (Wilson, 2004). A exactidão da modelação da superfície do terreno é afectada por vários factores, nomeadamente: a precisão, a densidade e a distribuição dos pontos cotados, o algoritmo de interpolação e a resolução espacial (Gong et al. 2000; Kienzle, 2004; Li *et al.*, 2005, Fisher e Tate, 2006).

Nas zonas urbanas, as várias estruturas edificadas criam caminhos de drenagem preferencial com dimensões espaciais reduzidas que são críticos para o movimento da onda de cheia. Por outro lado, pequenas variações na delimitação da zona inundada podem traduzir alterações significativas na avaliação do risco, devido à densidade de população e ao valor económico.

Os modelos hidráulicos para simulação de inundações têm tido uma utilização limitada em zonas urbanas, devido principalmente à falta de informação geográfica de elevada resolução espacial (vertical e horizontal). Os dados LiDAR (Light Detection And Ranging) são uma fonte de informação geográfica de elevada resolução que permite caracterizar as secções transversais do escoamento principal e caracterizar a topografia das zonas inundáveis, que são dados de entrada do modelo hidráulico de inundações (Bates *et al.*, 2003; Mandlbürger e Briese, 2007; Mason *et al.*, 2007; Hunter *et al.*, 2008). No entanto, de acordo com vários autores (Casas *et al.*, 2006; Wilson e Atkinson, 2007; Fewtrell *et al.*, 2008) existem poucos estudos que avaliam o efeito da resolução espacial na modelação hidráulica de inundações, de forma a determinar a resolução óptima.

A utilização em conjunto de dados LiDAR e de cartografia permite identificar e extrair vários tipos de objectos presentes na superfície do terreno das zonas urbanas (Mason *et al.*, 2007). No âmbito de estudos de modelação hidráulica de inundações, a cartografia numérica vectorial a escala grande é uma informação de base com qualidade para ser utilizada na modelação digital da superfície do terreno. As imagens aéreas ou de satélite de alta resolução ou os dados LiDAR possibilitam a extracção de objectos, nomeadamente a vegetação e os edifícios. Da combinação da vegetação com um Modelo Digital de Terreno (MDT) resulta uma grelha de altura da vegetação presente na superfície do terreno. A integração de várias fontes de informação geográfica melhora a representação digital da superfície do terreno, que é um dado de entrada dos modelos hidráulicos de inundações (Mason *et al.*, 2007).

O coeficiente de resistência do escoamento para um dado tipo de cobertura ou revestimento das superfícies é também um dado de entrada muito importante para a modelação hidráulica de inundações (De Roo *et al.*, 2000b), porque resulta da combinação de características da superfície do terreno sobre a qual ocorre o escoamento da água, sendo também influenciado pelas próprias características do escoamento, tais como a velocidade e a altura de água. Os resultados dos modelos hidráulicos de inundações são sensíveis à selecção destes coeficientes (Wilson e Atkinson, 2007) sendo, frequentemente, atribuídos valores constantes no espaço. A cartografia temática de uso e ocupação do solo obtida a partir de imagens aéreas ou de satélite de alta resolução, pode ser utilizada para representar a distribuição espacial dos coeficientes de resistência nas zonas inundáveis (Wilson e Atkinson, 2007; Schubert *et al.*, 2008). O coeficiente de resistência é um parâmetro a

calibrar no modelo hidráulico que, quando correctamente definido, permite obter uma distribuição da velocidade e da tensão de arrastamento bastante próxima da realidade, e estimar de forma bastante satisfatória o escoamento em superfície livre. A correcta aplicação do modelo hidráulico de inundação depende, maioritariamente, da calibração do coeficiente de resistência (Horritt e Bates, 2002; Horritt, 2005) e da exactidão da representação da superfície do terreno (Wilson, 2004; Cook e Merwade, 2009).

A vulnerabilidade é multi-dimensional, porque depende de vários factores (físicos, económicos, ambientais e sociais), dinâmica, porque os factores que influenciam a vulnerabilidade estão em constante mudança no tempo e no espaço, e depende da escala de representação (Vogel e O'Brien, 2004; Westen e Kingma, 2009). A selecção das variáveis para estimativa de vulnerabilidade é um processo subjectivo (Jones e Andrey, 2007) e deve-se ter em atenção que a combinação de vários conjuntos de variáveis produz padrões de vulnerabilidade muito diferentes (Chakraborty *et al.*, 2005).

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são uma ferramenta adequada para apoio à avaliação do risco de inundação, porque permitem o pré-processamento e o pós-processamento dos dados necessários à avaliação do risco de inundação.

De um modo geral, pode ser concluído que a avaliação do risco de inundação depende de diversas áreas do conhecimento, nomeadamente: Detecção Remota, Geografia, Hidráulica, Hidrologia, e Sistemas de Informação Geográfica.

## 1.2 Objectivos do estudo

O objectivo deste estudo é desenvolver uma metodologia para avaliação do risco de inundação em zonas urbanas, tendo como base a melhoria da modelação digital da superfície de escoamento, e da estimativa da vulnerabilidade à inundação. O estudo aborda a estimativa do perigo de inundação através da modelação hidráulica e a estimativa da vulnerabilidade através de métodos de agregação dos factores físicos, económicos, sociais, e ambientais que contribuem para aumentar a susceptibilidade da comunidade ao impacto do perigo.

Esta tese de doutoramento pretende dar resposta às seguintes questões:

*Qual o efeito da integração de informação geográfica diversa com elevadas exactidão e resolução na avaliação do perigo de inundação em zonas urbanas?*

*Qual o efeito do método de agregação dos factores de vulnerabilidade na avaliação do risco de inundação?*

Os objectivos gerais do estudo serão atingidos através da abordagem aos seguintes objectivos específicos:

- 1) Desenvolvimento de uma metodologia de integração de dados LiDAR, cartografia a escala grande e imagens multiespectrais, para extracção do Modelo Digital de Superfície de escoamento (MDS<sub>e</sub>);
- 2) Construção do modelo hidráulico de inundações;

- 3) Análise da sensibilidade do modelo hidráulico de inundações à integração de dados com precisão e resolução distintas;
- 4) Construção de modelos para estimar o índice de vulnerabilidade à inundação, e análise de sensibilidade dos métodos de ponderação e agregação dos indicadores;
- 5) Avaliação do efeito da escala de análise no índice de vulnerabilidade;
- 6) Avaliação do risco de inundação e identificação de pontos críticos.

Para atingir os objectivos do trabalho foram desenvolvidas novas técnicas em duas áreas principais:

#### 1) Avaliação do perigo de inundação

A metodologia proposta permite criar um MDSe mais adequado à modelação hidráulica, diminuindo a incerteza na delimitação das zonas inundáveis e aumentando assim a fiabilidade da análise do perigo/risco de inundação. O MDSe resulta da integração de dados LiDAR, de cartografia a escala grande, e também de imagens multiespectrais (5.2), representando a superfície terrestre e os objectos que condicionam o escoamento superficial. Assim, o contributo inovador deste estudo, para a modelação hidráulica de inundações, foi desenvolver, testar e validar um método para a criação de um MDSe com exactidão e resolução espacial elevadas, pela integração de informação geográfica existente e obtida de diferentes fontes. A análise de sensibilidade do modelo hidráulico de inundação (5.6) permitiu avaliar o efeito da resolução espacial no perigo de inundação.

#### 2) Avaliação da vulnerabilidade à inundação

A metodologia possibilita a construção de índices de vulnerabilidade através de dois métodos diferentes de tratamento de dados, nomeadamente a Análise Multicritério Espacial (AMCE) e a Análise de Componentes Principais (ACP), que são apresentados, respectivamente, em 7.3 e 7.4. Na modelação da vulnerabilidade, através da ACP, foram ainda avaliados os efeitos de diferentes técnicas de agregação e da escala de análise na classificação da vulnerabilidade. O desenvolvimento de índices de vulnerabilidade à inundação é, também, um contributo inovador da investigação na área da vulnerabilidade.

São apresentados dois estudos de caso de inundações, fluvial ou urbana, localizados no município de Vila Nova de Gaia. No município de Vila Nova de Gaia reside cerca de 19% da população da Grande Área Metropolitana do Porto e é o município mais populoso da região Norte e o terceiro mais populoso de Portugal. As inundações fluviais resultam de eventos de precipitação abundante e/ou intensa que faz aumentar o caudal do rio, originando o extravasamento do leito normal e a inundação das margens e zonas adjacentes. As inundações urbanas resultam da ocorrência de eventos extremos de precipitação localizados e de deficientes condições de drenagem de águas pluviais. Estas inundações dependem do nível de impermeabilização do solo e da topografia do terreno. Na modelação inundação fluvial foram utilizados registos de duas estações experimentais de medição de altura de água, instaladas no rio Febros durante a realização desta tese, para calibração e validação do modelo hidráulico de inundações.



### 1.3 Organização do Texto

Esta dissertação encontra-se organizada em nove capítulos. O presente capítulo apresenta o enquadramento e as motivações deste estudo, define os objectivos e a organização do texto.

No capítulo 2 são sistematizados os conceitos e é apresentado o estado da arte do tema em estudo. A apresentação do estado da arte pretende fundamentar a identificação das áreas do conhecimento onde existe necessidade de investigação e quais as abordagens que devem ser aplicadas. Assim foram abordadas as seguintes temáticas: perigo, vulnerabilidade e risco; modelos hidráulicos de inundação; metodologias de calibração e validação dos modelos hidráulicos de inundação; modelos digitais de superfície e de terreno, e utilização de dados LiDAR para representação da superfície e do terreno.

De entre os vários modelos hidráulicos de inundação foi adoptado neste estudo o modelo LISFLOOD-FP que é descrito no capítulo 3. As razões da sua escolha são indicadas em 3.2.

No capítulo 4 é efectuada a caracterização e apresentação das áreas de estudo (4.2), descrição dos dados de entrada utilizados na avaliação do perigo de inundação (4.3) e da vulnerabilidade à inundação (4.4).

No capítulo 5 é descrita a construção do modelo hidráulico de inundação. Neste capítulo são apresentadas: a metodologia de integração de diferentes fontes de informação geográfica para produzir o MDSe que é um dado de entrada do modelo hidráulico de inundação e a metodologia de calibração e validação do modelo hidráulico de inundação no rio Febros. Neste capítulo é analisado e discutido o efeito da utilização de diferentes resoluções espaciais nos resultados da modelação hidráulica de inundação.

No capítulo 6 são apresentados os mapas de perigo de inundação, obtidos através do modelo LISFLOOD-FP, para os dois estudo de casos: rio Febros (inundação fluvial) e urbanização de Vila d'Este (inundação urbana). As estimativas do perigo de inundação foram realizadas para quatro cenários de probabilidade de ocorrência de precipitação. Apresenta-se também a análise do efeito do coeficiente de resistência (zona inundável) na estimativa do tempo inicial da inundação e do tempo em que se verifica a altura máxima de água.

No capítulo 7 são apresentadas metodologias para modelação da vulnerabilidade à inundação e analisados os resultados do mapeamento da vulnerabilidade. São utilizadas duas abordagens para a avaliação da vulnerabilidade à inundação: a AMCE a ACP. A vulnerabilidade obtida através de AMCE é apresentada para vários cenários definidos no espaço estratégico de decisão. Na abordagem através da ACP é efectuada uma análise do efeito do método de agregação e da escala de análise, na classificação da vulnerabilidade à inundação, ao nível da subsecção estatística.

No capítulo 8 são descritas as metodologias de avaliação do risco de inundação (8.2) e apresentados os resultados dos estudos de casos de avaliação do risco de inundação fluvial e urbana, respectivamente em 8.3 e 8.4, para diferentes períodos de retorno (5, 10, 100, e 500 anos). Neste

capítulo, a avaliação do risco de inundação resulta da integração dos resultados produzidos nos capítulos 6 e 7.

No capítulo 9 são apresentadas as conclusões do estudo, identificadas as suas principais limitações, as contribuições originais e as linhas de investigação que devem ser exploradas em trabalhos futuros.

## 2 SÍNTESE DE CONHECIMENTOS

### 2.1 Considerações gerais

Este capítulo apresenta uma sistematização de conceitos que são essenciais na avaliação do risco de inundação. A revisão bibliográfica incide sobre o risco de inundação, a modelação hidráulica de inundação, e a modelação digital de superfície e de terreno.

### 2.2 As inundações, a sociedade e o ordenamento do território

Desde os primórdios da civilização humana, que as cidades começaram a localizar-se nas margens dos rios. Esta escolha deve-se fundamentalmente pela facilidade de transporte ao longo do rio e pela proximidade aos terrenos agrícolas mais férteis, localizados nas planícies de inundação. A relação entre o Homem e os sistemas fluviais tem sido caracterizada, no essencial, por um esforço continuado de maximização dos aspectos positivos daqueles sistemas e de controlo dos negativos, nomeadamente as cheias naturais e as inundações.

A cheia natural corresponde a um fenómeno de escoamento de água em consequência da ocorrência de um evento de precipitação útil, que pode provocar o extravasamento do leito normal e a ocupação temporária de uma parcela de terreno normalmente não coberta por água, ou seja inundação (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2007). Os dois termos, inundação e cheia, são muitas vezes utilizados como sinónimos, mas de facto, não o são, pois apenas algumas cheias provocam inundações, e nem todas as inundações são devidas às cheias. As zonas inundáveis ou zonas ameaçadas pelas cheias são as áreas susceptíveis de serem inundadas.

Existem diferenças fundamentais entre inundações em zonas rurais e urbanas. As inundações em zonas rurais podem afectar áreas muito mais extensas e atingir segmentos mais pobres da população, enquanto as inundações urbanas apresentam maiores prejuízos económicos por se tratar de zonas densamente povoadas e elevada actividade económica. As inundações em zona urbanas constituem um desafio sério e crescente para a vidas das pessoas (Jha *et al.*, 2012).

As inundações podem ser urbanas, fluviais ou costeira ou a combinação destes tipos (Balica, 2012). As inundações urbanas surgem como resultado da precipitação gerar zonas de acumulação de escoamento superficial que sobrecarregam os sistemas de drenagem. Estes eventos ocorrem devido à elevada intensidade de precipitação, à redução de capacidade de transporte dos colectores, ou a outras razões que não permitem a drenagem do escoamento superficial nas zonas urbanas, provocando inundações nas ruas. As inundações fluviais em bacias hidrográficas peri-urbanas dependem das tipologias de uso do solo. O aumento da impermeabilização destas zonas, reduzindo a capacidade de infiltração do solo e aumentando o escoamento superficial, cria condições para ocorrência de eventos de inundação. A inundação fluvial é o resultado do extravasamento das margens dos rios. A inundação costeira é causada pela subida do nível de água do mar, devido aos efeitos de maré ou ao galgamento de estruturas de protecção, quando existam.

O crescimento económico e o desenvolvimento tecnológico verificados nos últimos anos não foram acompanhados pela redução da ocorrência de desastres naturais (ISDR, 2004). A ocorrência de inundações é o desastre natural mais frequente (Jha *et al.*, 2012). Ao longo dos últimos vinte anos, o número de eventos de inundações tem aumentando significativamente (EM-DAT, 2013). Em muitas partes do mundo, tem vindo a verificar-se o agravamento das consequências dos eventos de inundações e o aumento da frequência desses eventos (Collins, 2009; Hurkmans *et al.*, 2009; Xu *et al.*, 2009). O maior número de eventos de inundações em Portugal verificou-se no período entre 1940 e 1970 (Quaresma, 2008; Zêzere *et al.*, 2014). No entanto, a partir do início do século XXI verificou-se uma tendência para o aumento da frequência e severidade dos eventos de inundações, provocando preocupações crescentes acerca da exposição e da vulnerabilidade da população portuguesa.

As inundações estão associadas aos eventos extremos de precipitação (Lenderink e van Meijgaard, 2008). A severidade dos impactos dos eventos meteorológicos extremos depende do grau de vulnerabilidade e de exposição a esses eventos (Cardona, 2012). Nos últimos tempos, a variabilidade de precipitações extremas e a incerteza climática têm aumentado (Costa e Soares, 2009). As projecções dos modelos de clima indicam o aumento da intensidade de precipitação (Trigo e Palutikof, 2001; Emori e Brown, 2005; Groisman *et al.*, 2005; Pall *et al.*, 2007), pelo que existe uma necessidade crescente de avaliar o impacto das precipitações intensas de curta duração no risco de inundações.

Em Portugal, a preocupação com as cheias e inundações na legislação surge com o Decreto-Lei (DL) 468/71, de 5 de Novembro que foi alterado pelos DL 53/74, de 15 de Fevereiro, e DL 89/87, de 26 de Fevereiro, e pela Lei n.º 16/2003, de 4 de Junho. Este DL unificou o regime dos terrenos incluídos no domínio público hídrico e criou a figura de zonas adjacentes, determinando a sujeição a restrições de utilidade pública os terrenos ameaçados pelas cheias. O DL 321/83, de 5 de Julho, criou a Reserva Ecológica Nacional (REN), cujo regime foi aprofundado pelo DL 93/90, de 19 de Março, e posteriormente revisto pelo DL 166/2008, de 22 de Agosto e DL 239/2012, de 02 de Novembro. Numa perspectiva de prevenção, a REN considerou as zonas ameaçadas pelas cheias como áreas de risco, e constituiu as áreas ainda livres de ocupação como restrição de utilidade pública. O DL 364/98, de 21 de Novembro obrigou os municípios com aglomerados urbanos afectados por cheias depois do ano de 1967 e que ainda não se encontrassem abrangidos por zonas adjacentes, a elaborarem cartas de zonas inundáveis abrangendo os perímetros urbanos, de forma a adoptar restrições à edificação em função do risco de cheia, sem prejuízo do processo de classificação das zonas adjacentes, previsto no DL 468/71. Em 2005 surgem a Lei da Titularidade dos Recursos Hídricos e a Lei da Água. A Lei da Titularidade dos Recursos Hídricos - Lei n.º 54/2005, de 15 de Novembro – revogou parcialmente o DL 468/71, de 5 de Novembro, mantendo o regime jurídico aplicável às zonas adjacentes e admitindo que pode ser classificada como zona adjacente as zonas ameaçadas pelas cheias, sujeitando-as a restrições de utilidade pública. A Lei da Água - Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro prevê a inclusão de medidas de protecção contra cheias e inundações nos instrumentos de planeamento dos recursos hídricos e de gestão territorial, obrigando à demarcação das zonas inundáveis ou ameaçadas pelas cheias. As inundações foram identificadas no Programa Nacional de Política de Ordenamento do Território (PNPOT) como um dos principais problemas para o

ordenamento do território. A sua inclusão no PNPOP estabelece a prevenção do risco de inundação como uma prioridade importante na política de ordenamento do território e de inclusão obrigatória nos instrumentos de gestão do território. As orientações do PNPOP relativas à abordagem aos riscos, foram reforçadas no domínio do risco de inundação com o DL 115/2010 que estabeleceu um quadro para a avaliação e gestão dos riscos de inundações e transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 2007/60/CE. No domínio do risco de inundação verificou-se uma evolução de uma cultura de reacção para uma cultura de prevenção (Zêzere, 2007), em que se pretende evitar ou mitigar o risco de inundação, sendo para isso necessário desenvolver metodologias de avaliação do risco de inundação.

Numa primeira etapa da gestão do risco de inundação urbana é necessário avaliar o perigo de inundação que pode afectar as zonas urbanas. A avaliação do perigo de inundação requer uma compreensão dos tipos e causas de inundação, da probabilidade de ocorrência, e do seu impacto em termos de extensão, em duração, em altura de água e em velocidade de escoamento. É também importante saber qual a população residente e quais as actividades económicas existentes nas áreas potencialmente afectadas pelas inundações, e o grau de vulnerabilidade das pessoas e bens económicos e culturais.

Os danos provocados por inundações em zonas urbanas são extremamente elevados devido à quantidade e ao valor dos elementos em risco. Os factores que influenciam os danos provocados pelas inundações são (Messner *et al.*, 2007):

1. A área inundada, que determina os elementos em risco que serão afectados;
2. A altura de água atingida, que é o factor que mais influencia a quantidade de danos;
3. A duração da inundação, que tem influência nos danos causados na estrutura dos edifícios;
4. A velocidade de escoamento, porque as velocidades elevadas de avanço das ondas de cheia aumentam os danos, trata-se de um factor importante nas inundações rápidas ou nas inundações resultantes do colapso de um dique;
5. O período de ocorrência, que é importante para os prejuízos relacionados com a actividade económica.

As perdas causadas por inundações são classificadas em quatro categorias: directamente tangível; indirectamente tangível; directamente intangível e indirectamente intangível (Messner *et al.*, 2007; Merz *et al.*, 2010). Esta classificação está relacionada com dois aspectos: o primeiro que é a causa da perda ou a forma do dano directo ou indirecto e o segundo que é a possibilidade de associar um valor monetário às perdas.

Os danos directos devem-se a todos os efeitos causados pelo contacto imediato da inundação com os seres humanos, os bens ou o ambiente. Esses impactos são facilmente sentidos pelos elementos expostos ao evento porque implicam prejuízos socio-económicos directos. Os danos directos incluem a perda de produção para um determinado período de tempo após o evento de inundação. Os danos indirectos podem ser devido a causas distintas: i) serem uma consequência dos prejuízos directos

que provocaram uma alteração no funcionamento dos sistemas, por exemplo, a interrupção do fornecimento de gás ou electricidade ou interrupção do trânsito; ii) estarem ligados às medidas adoptadas para reduzir os danos directos, por exemplo os serviços de socorro. Este dano não pode ser sentido e quantificado imediatamente após a inundação.

Os danos tangíveis são perdas "facilmente" expressas em termos monetários. São danos aos quais a sociedade é capaz de atribuir um valor económico, por exemplo, a destruição de um edifício. Os danos intangíveis resultam da perda de bens não transaccionáveis. Para este tipo de danos dificilmente é associado um valor monetário. O valor económico da perda é subjectivo e difícil de avaliar, por exemplo a perda de vidas ou a ocorrência de traumas psicológicos.

## **2.3 Terminologia e integração dos conceitos**

Para este estudo da avaliação do risco de inundação é importante indicar a terminologia usada e os conceitos aplicados, por existirem terminologias variadas e por vezes incoerentes. Nas subsecções seguintes, serão apresentadas e discutidas as terminologias existentes na área da protecção civil, para os conceitos: desastre, perigo, vulnerabilidade, e risco. Verificou-se a existência de abordagens diferentes para definir estes conceitos por terem origem em diferentes áreas do conhecimento, percepções e metodologias. A confusão conceptual que, ainda hoje, existe no domínio dos riscos naturais tem sido um dos obstáculos para uma abordagem correcta dos riscos no ordenamento do território. Nesta secção do estudo é identificada a definição mais adequada para o objectivo deste estudo.

### **2.3.1 Desastre**

O conceito de desastre surge neste estudo com natural pertinência, pois é com o objectivo de evitar a ocorrência de eventos perigosos e potencialmente danosos para a sociedade em geral que surge a necessidade da avaliação do risco.

A definição de desastre tem sofrido alterações ao longo do tempo. O desastre é definido como "uma perturbação séria do funcionamento de uma comunidade ou sociedade, causando perdas humanas, materiais, económicas e ambientais expressivas que excedem a capacidade da comunidade ou sociedade de fazer frente à situação com os seus próprios recursos" (UNISDR, 2009).

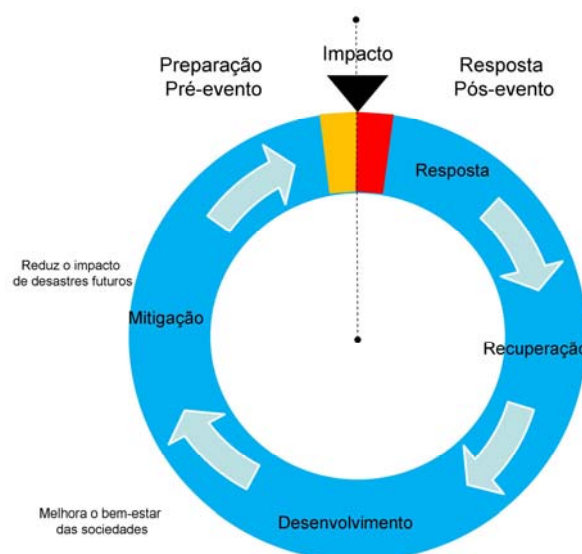
Os desastres são descritos frequentemente como o resultado da combinação da exposição ao perigo com as condições de vulnerabilidade e a insuficiente capacidade ou a carência de medidas para reduzir ou lidar com as potenciais consequências negativas. Os impactos dos desastres podem incluir perda de vidas, ferimentos, e outros efeitos negativos sobre a saúde, juntamente com danos nas propriedades, destruição de bens, perda de serviços, perturbações socio-económicas e degradação ambiental. Neste estudo as inundações são consideradas como desastres naturais resultantes de fenómenos naturais extremos. Os desastres naturais ocorrem por todo o mundo, independentemente do nível de desenvolvimento de cada País.

Existem abordagens a este conceito que colocam desastre e catástrofe com um único significado, enquanto outras os distinguem. As diferenças entre os conceitos de desastre e catástrofe são ao nível da escala do acontecimento, na catástrofe as consequências negativas abrangem áreas mais extensas, afectam um maior número de pessoas e bens, requerem ajuda externa suplementar, envolvem agências estatais e o tempo de recuperação é mais longo.

A base de dados da estratégia internacional da ONU para a redução de desastres classifica as situações de desastre, tendo em consideração os seguintes critérios: i) Existirem 10 ou mais pessoas mortas; ii) Existirem pelo menos 100 pessoas afectadas; iii) Existir um pedido de auxílio internacional por parte do governo nacional; e iv) Existir por parte do governo nacional a Declaração de Estado de Emergência.

As decisões e acções tomadas após um desastre, para restabelecer ou melhorar as condições de vida pré-desastre da comunidade atingida, devem introduzir os ajustamentos necessários para reduzir o risco futuro de desastres. A Figura 2.1 apresenta o ciclo de gestão de desastres, dividindo-o numa preparação pré-desastre e numa fase de resposta pós-desastre e identificando as principais etapas em relação ao momento do principal impacto. Estão identificadas as actividades normalmente associadas à preparação para desastres e as acções de emergência, bem como os processos de longo prazo para recuperação, desenvolvimento e mitigação de riscos futuros.

Na fase após o desastre devem ser implementadas acções destinadas a restabelecer as condições de vida existentes anteriores à afectação da comunidade, que contemplam a reabilitação das estruturas danificadas, restabelecimento dos serviços, e a reparação das condições sociais e económicas da comunidade afectada. Para mitigação dos efeitos dos desastres devem ser realizadas acções de divulgação do conhecimento científico e tecnológico, de consciencialização e preparação da comunidade, de intervenção ao nível de obras de construção que tornem as estruturas resistentes ao perigo de inundação, de monitorização, e de criação de sistemas de alerta que possibilitem a evacuação de populações.



**Figura 2.1** - Ciclo de gestão de desastres, adaptado de Schneiderbauer (2007).

### 2.3.2 Perigo

O perigo é um evento físico ou um fenómeno extremo que pode provocar a perda de vidas ou feridos, danos em propriedades e no ambiente e perturbações sociais e económicas (UNISDR, 2009), sendo por isso capaz de causar um desastre (Thywissen, 2006). Os perigos podem ser únicos, sequenciais ou combinados na sua origem e efeitos. Para compreender correctamente o significado de perigo é necessário analisar várias características: magnitude, duração, extensão da área afectada, distribuição espacial, e frequência dos eventos (Schneiderbauer, 2007).

As inundações são consideradas como um perigo natural, porque correspondem a ocorrências associadas ao funcionamento dos sistemas naturais. Tobin e Montz (1997) referem que um perigo natural representa a interacção potencial entre o Homem e os eventos naturais extremos. Dessa forma, um perigo natural, pode ser definido como uma ameaça para a sociedade. Numa caracterização mais específica, as inundações podem ser consideradas no grupo dos perigos geofísicos e antropogénicos (Smith, 2003).

O conhecimento sobre o perigo de inundação é o primeiro componente da avaliação do risco de inundação. O perigo de inundação é composto pela extensão da zona inundável e características hidráulicas como a altura de água e velocidade de escoamento. Os mapas de zonas inundáveis devem representar essas características (Merz *et al.*, 2007; Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2007; De Moel e Aerts, 2011).

Os mapas de perigo de inundação são os resultados de um processo que inclui a modelação hidrológica, a modelação digital de superfície, e a modelação hidráulica. A modelação hidrológica é essencial para a análise do risco de inundação, e necessita de informações relativas à precipitação aos parâmetros envolvidos no processo de transformação da precipitação em escoamento para a bacia hidrográfica que drena para a área em estudo. Esta componente calcula o caudal gerado para uma dada probabilidade de ocorrência, para uma dada precipitação intensa de curta duração calculada através das curvas Intensidade-Duração-Frequência (IDF). As IDF caracterizam a relação entre a intensidade de precipitação e a duração para um determinado local e uma determinada frequência, sendo esta definida pelo período de retorno. Esta caracterização para Portugal Continental foi publicada por Brandão *et al.* (2001), onde são apresentados os parâmetros necessários para a definição dos hietogramas de precipitação com diferentes durações e períodos de retorno. O modelo hidrológico resolve o balanço de água para cada célula e para um determinado período de tempo, permitindo obter o hidrograma de cheia para secção de saída da bacia hidrográfica, considerada como a secção de montante da área onde será aplicado o modelo hidráulico.

Através da modelação hidráulica (2.4 e 3) calcula-se o transporte da onda de cheia, a extensão de inundação, e a distribuição espacial e temporal da altura de água e da velocidade de escoamento na zona inundada, resultando os mapas de perigo de inundação (Merz *et al.*, 2007). A incerteza dos diferentes dados de entrada utilizados na modelação hidráulica de inundação e a interacção entre eles é uma questão importante na avaliação do perigo de inundação (Merwade *et al.*, 2008). A exactidão dos resultados do perigo de inundação depende da disponibilidade de dados hidrológicos,



da resolução espacial e precisão do MDSe, e do modelo hidráulico (Werner, 2001; Casas *et al.*, 2006; Stelling e Verwey, 2006). O valor do coeficiente resistência adoptado e a sua distribuição espacial e/ou temporal, também influencia significativamente o tempo de início da inundação e o tempo em que se verifica a altura máxima de inundação (Wilson e Atkinson, 2007).

Vários autores apresentaram critérios para classificação do perigo de inundação em função da altura água e da velocidade de escoamento. Cançado *et al.* (2008) estimaram o perigo de inundação através da combinação de classes de altura água (h) e de classes de velocidade do escoamento (v). Outro método resulta do produto da altura de água e da velocidade de escoamento (BWW *et al.*, 1997). Estes métodos classificam o perigo em três classes (Quadro 2.1): elevado, médio, e reduzido.

**Quadro 2.1** - Classificação do perigo de inundação.

Perigo	h (m) e v (m/s)	h×v (m <sup>2</sup> /s)
Elevado	h>1,5 ou v≥1,5	>2,0
Médio	h ]0,5; 1,5] ou v ]0,5; 1,5]	]0,5; 2,0]
Reduzido	h ]0,0; 0,5] e v ]0,0; 0,5]	≤0,5

Neste estudo será utilizada a classificação do perigo de inundação (PI) proposta por HR Wallingford *et al.* (2006). O perigo de inundação é calculado em função da altura de escoamento, velocidade de escoamento e factor de arrastamento e expresso pela equação 2.1:

$$PI = h \times (v + 0,5) + FD \quad 2.1$$

onde:

h - altura de água [L];

v - velocidade do escoamento [L T<sup>-1</sup>];

FD - factor de arrastamento de detritos [-], que depende da probabilidade do arrastamento de detritos em aumentar o perigo.

O factor dos detritos é função da altura de água e/ou da velocidade de escoamento, e do tipo dominante de ocupação e uso do solo, de acordo com os valores apresentados no Quadro 2.2.

**Quadro 2.2** - Classificação do factor dos detritos (HR Wallingford *et al.*, 2006).

Perigo	Agricultura	Bosque	Urbano
h ≤ 0,25	0	0	0
h ]0,25; 0,75]	0	0,5	1
h > 0,75 e/ou v > 2	0,5	1	1

Segundo HR Wallingford *et al.* (2006), o perigo de inundação obtido, através da equação 2.1, é classificado em quatro classes (Quadro 2.3): muito elevado, elevado, médio, e reduzido.

**Quadro 2.3** - Classificação do perigo de inundação (HR Wallingford *et al.*, 2006).

Perigo	PI
Muito elevado	>2,5
Elevado	1,25 - 2,5
Médio	0,75 - 1,25
Reduzido	<0,75

### 2.3.3 Vulnerabilidade

O conceito de vulnerabilidade é muito utilizado no âmbito da avaliação do risco. Existem várias definições e diferentes modelos conceptuais de vulnerabilidade, porque é um conceito transversal a vários grupos de investigação que a interpretam de maneira diferente.

A vulnerabilidade é uma característica do sistema que descreve o potencial que este apresenta para ser afectado. Pode ser considerada como uma combinação da susceptibilidade e do valor, considerando o valor na sua componente não monetária (Gouldby e Samuels, 2005).

A vulnerabilidade refere-se à propensão dos elementos expostos, tais como os seres humanos, os seus meios de subsistência e o seu património, para sofrer os efeitos adversos dos eventos de perigo (Blaikie *et al.*, 1994; Birkmann, 2006; Thywissen, 2006; UNISDR, 2009; Cardona, 2012). A vulnerabilidade está relacionada com a predisposição, a susceptibilidade, a fragilidade, as fraquezas, as deficiências ou a falta de capacidades que favoreçam os efeitos adversos sobre os elementos expostos.

A vulnerabilidade pode ser subdividida em três componentes analíticos (Adger, 2006; Fekete, 2009; Tate, 2011):

- 1) A exposição a um evento natural, risco, ou choque;
- 2) A sensibilidade, também descrita como a susceptibilidade ou resistência;
- 3) A capacidade de adaptação, também expressa como potencial de recuperação ou resiliência.

Outro problema na compreensão do termo vulnerabilidade está relacionado com o tempo de observação: antes, durante ou depois de um desastre. As pessoas estão sempre vulneráveis, independentemente do instante temporal em que se encontram. No entanto, o tempo pode ser útil para distinguir entre a vulnerabilidade potencial e a vulnerabilidade revelada. A vulnerabilidade potencial descreve as condições, pré-evento, das componentes exposição, susceptibilidade e capacidades. Este tipo de vulnerabilidade é obtido por indicadores de vulnerabilidade que visam a previsão para situações de perigos ou desastres que potencialmente possam ocorrer. A vulnerabilidade revelada refere-se à situação pós-evento, como uma medida do impacto das perdas e das dificuldades distribuídas de forma desigual entre os vários grupos sociais.

A vulnerabilidade pode ser vista como uma situação específica, que interage com o evento de perigo provocando risco (Cutter e Finch, 2008). Num cenário de alteração climática, as condições ambientais mudam progressivamente surgindo novas condições de risco para as sociedades. Por exemplo, a projecção de eventos extremos mais frequentes e intensos podem introduzir factores de risco em novos locais. Na verdade, a vulnerabilidade futura tem como base as condições actuais das comunidades para projectar a sua exposição no futuro (Patt *et al.*, 2009), isto é, o aparecimento de novas zonas vulneráveis e de risco a que anteriormente não estavam sujeitas (UNISDR, 2009; Cardona, 2012). É necessário estar preparado e criar metodologias que permitam avaliar o risco de inundação em situações diferentes das actuais.

A avaliação da vulnerabilidade tem sido realizada a várias escalas: à escala global (World Bank, 2006), à escala nacional (Cutter *et al.*, 2003; Cutter e Finch, 2008), e à escala regional e local (Chakraborty *et al.*, 2005; Odeh, 2002)

A maioria dos estudos disponibiliza um mapa que representa a variabilidade espacial da vulnerabilidade (Cutter *et al.*, 2000; Wu *et al.*, 2002; Cardona, 2005; Chakraborty *et al.*, 2005; Rygel *et al.*, 2006; Borden *et al.*, 2007; Boruff e Cutter, 2007; Cox *et al.*, 2007; Burton e Cutter, 2008; Ebert *et al.*, 2009; Wood *et al.*, 2010). Os mapas de vulnerabilidade podem ser utilizados como ferramentas de gestão do risco porque permitem identificar os locais críticos e analisar as causas da vulnerabilidade. No entanto, sendo a vulnerabilidade um conceito multi-dimensional e complexo, a sua medição e classificação apresentam elevada incerteza (Tate, 2012). A vulnerabilidade é caracterizada por vários factores: físicos, económicos, ambientais e sociais (Westen e Kingma, 2009). A vulnerabilidade física corresponde ao impacto físico dos eventos de perigo nas construções e na população. A vulnerabilidade económica corresponde ao potencial impacto dos perigos nas actividades e bens económicos. A vulnerabilidade social descreve a diferença de susceptibilidade com base em factores socio-económicos e políticos. A vulnerabilidade ambiental caracteriza os impactos potenciais dos eventos de perigo no ambiente.

Sobre a vulnerabilidade social existem várias definições propostas por vários autores (Adger, 2006; Blaikie *et al.*, 1994; Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009b; Næss *et al.*, 2006; Wisner *et al.*, 2004; Yarnal, 2007). A vulnerabilidade social refere-se às "características de uma pessoa ou grupo de pessoas que influenciam a sua capacidade de antecipar, lidar com, resistir, ou recuperar do impacto de um perigo" (Cutter *et al.*, 2003; Wisner *et al.*, 2004).

Na avaliação da vulnerabilidade social, os diferentes autores incluem várias variáveis ou características, tais como: idade, sexo, raça, etnia, classe social, taxa de desemprego, condição de imigrante, nível de educação, dimensão do agregado familiar, densidade e qualidade dos edifícios, uso do solo, regime de uso da habitação (própria ou arrendamento) e presença de redes de apoio (Cutter *et al.*, 2000; Tapsell *et al.*, 2002; Cutter *et al.*, 2003; Wisner *et al.*, 2004; Rygel *et al.*, 2006; Schneiderbauer e Ehrlich, 2006; Simpson e Katirai, 2006; Borden *et al.*, 2007; Masozera *et al.*, 2007; Burton e Cutter, 2008; Fekete, 2009; Finch *et al.*, 2010; Lein e Abel, 2010; Schmidtlein *et al.*, 2011; Tate, 2011).

Vários estudos de avaliação da vulnerabilidade social têm sido realizados em diferentes países: Estados Unidos (Cutter *et al.*, 2003; Cutter *et al.*, 2013), Reino Unido (Tapsell *et al.*, 2002), Áustria (Kienberger *et al.*, 2009), Alemanha (Fekete, 2009), Noruega (Holand e Lujala, 2013), Roménia (Armas e Gavris, 2013), China (Zhou *et al.*, 2014), e Israel (Felsenstein e Lichter, 2014). O Índice de Vulnerabilidade Social (SoVI) é uma medida relativa da vulnerabilidade social nos Estados Unidos (Cutter *et al.*, 2003). Cutter e Finch (2008) aplicaram o índice SoVI para analisar os padrões espaciais e temporais da vulnerabilidade social nos Estados Unidos desde 1960, identificando alterações na vulnerabilidade social ao longo do tempo e do espaço. Vários estudos analisaram a aplicação do SoVI, para diferentes escalas, nos Estados Unidos (Borden *et al.*, 2007; Schmidtlein *et al.*, 2008;

Tate, 2012) e em outros países (Boruff e Cutter, 2007; Armas e Gavris, 2013; Holand e Lujala, 2013; Zhou *et al.*, 2014).

### 2.3.4 Risco

O conceito de risco tem vários significados e apresenta múltiplas dimensões relacionadas com as questões de segurança, socio-económicas e ambientais. Esses significados diferentes, reproduzem as necessidades de determinados decisores e como resultado, não existe uma definição específica para o risco. Por isso, qualquer tentativa de definição de risco vai inevitavelmente satisfazer apenas uma parte dos gestores de risco. O risco é um termo utilizado para associar potenciais consequências, positivas ou negativas, ligadas a uma decisão, acto, facto ou perigo específico. Nas definições técnicas os termos "risco" e "perigo" estão relacionados um com o outro, mas devem ser claramente distinguidos.

O risco é a medida das consequências prejudiciais ou perdas esperadas resultantes de um determinado perigo, para um determinado elemento, durante um período de tempo específico (Schneiderbauer, 2007). Segundo a UNISDR (2009), o risco é “a probabilidade das consequências prejudiciais ou perdas esperadas resultantes de interacções entre perigos naturais ou induzidos pelo homem e as condições de vulnerabilidade”. O risco é uma parte integrante da vida (Thywissen, 2006). O risco não pode ser completamente eliminado, por isso a única opção é a gestão do risco.

As consequências prejudiciais ou perdas afectam um determinado conjunto de elementos, como resultado do impacto do perigo (Alexander, 2000). No risco de inundação, os elementos a considerar podem ser: as populações, as comunidades, o edificado, o ambiente natural, as actividades económicas e os serviços, que estão sob a ameaça de um perigo.

Neste estudo, o risco é avaliado com base na equação 2.2 (Wisner *et al.*, 2004).

$$\text{Risco} = \text{Perigo} \times \text{Vulnerabilidade}$$

2.2

O conceito de risco tem, naturalmente, apresentado uma evolução ao longo dos tempos, e constitui actualmente, nas sociedades evoluídas, um princípio básico na tomada de decisões. De uma forma geral, existem duas abordagens para a definição de risco. Estas dependem da utilização do perigo e da vulnerabilidade, ou da probabilidade de ocorrência e da consequência. Para os economistas e engenheiros, o risco significa principalmente a probabilidade de ocorrência de impactos negativos e as perdas geradas (Mechler, 2003). Quando o fenómeno que produz os danos tem origem na natureza é considerado como risco natural (e.g. inundação).

O risco de inundação envolve dois aspectos, o fenómeno perigoso e os sistemas vulneráveis que estão expostos (Messner *et al.*, 2007; Merz *et al.*, 2010). O perigo é a presença da água e as suas características num lugar e tempo específicos. Os sistemas vulneráveis são os seres humanos, os bens, o meio ambiente e todo o tipo de elementos expostos ao perigo. Portanto, o fenómeno inundação é um processo natural que é considerado como um risco apenas se os elementos forem potencialmente afectados pela inundação.

O projecto FLOODsite (Flood Consortium, 2009) financiado pela União Europeia apresentou uma abordagem de análise e gestão integrada do risco de inundações. Este estudo recomenda que a avaliação do risco de inundação permita entender, avaliar e interpretar as percepções de risco e tolerância da sociedade ao risco de forma a integrar, posteriormente, estas informações nas decisões e acções do processo de gestão do risco de inundação (Gouldby e Samuels, 2005).

## 2.4 Modelação hidráulica do escoamento em superfície livre

### 2.4.1 Introdução

O objectivo deste subcapítulo é apresentar a síntese de conhecimentos relativos à modelação hidráulica de inundações. São apresentadas as equações básicas do escoamento em superfície livre, a formulação matemática, a representação no espaço dos modelos computacionais (0D, 1D, 2D e 3D), a respectiva parametrização, e finalmente a calibração e validação.

A modelação hidráulica de uma inundação permite calcular a altura de água, a extensão da inundação, e a velocidade do escoamento, podendo ser avaliado o desempenho do modelo através da comparação com outros modelos, registos de campo, imagens aéreas ou de satélite (Hunter *et al.*, 2007). Os modelos aplicados devem representar os fenómenos hidrológicos e hidráulicos de modo a possibilitar um bom ajustamento, contudo devem ter em consideração o esforço computacional dos cálculos hidrodinâmicos, o investimento na recolha de dados, e as necessidades do utilizador (Beven, 2001). A modelação de inundações deve ser fiável, exequível em termos de exigência computacional e de dados de entrada, e permitir gerar resultados num nível de detalhe adequado ao caso em estudo. A altura de água e a extensão das inundações calculadas pelo modelo hidráulico têm sempre uma incerteza associada (Aronica *et al.*, 2002; Romanowicz e Beven, 2003; Bates, 2004; Bates *et al.*, 2004; Pappenberger *et al.*, 2005; Pappenberger *et al.*, 2007a; Pappenberger *et al.*, 2007b), sendo necessário avaliar o desempenho do modelo.

O desenvolvimento de modelos numéricos para simulação de inundações (De Roo *et al.*, 2000b), cada vez mais eficientes para a estimativa da altura de água e da extensão da inundação (Bates e Roo, 2000; Horritt, 2004; Hunter *et al.*, 2005b; Hunter *et al.*, 2007; Bates *et al.*, 2010), é solução cada vez mais atraente, sempre que é necessário avaliar o perigo de inundação.

A modelação hidráulica de inundações está sujeita ao conhecimento da formulação matemática do modelo, dos dados de entrada e de saída para que se possa comparar os resultados produzidos pelo modelo com as medições efectuadas. A criação do modelo, com base no software disponível, desenvolve-se em duas fases: calibração e validação do modelo. Em ambas as fases da modelação, os resultados produzidos pelo modelo são testados através de um critério objectivo que avalia o ajuste entre os mesmos e os dados históricos registados. O processo de calibração resulta na obtenção de determinados parâmetros que conduzem ao melhor ajustamento possível entre uma série histórica e a correspondente série gerada pelo modelo. A validação do modelo é um processo para demonstrar que o modelo calibrado é capaz de estimar os resultados de forma adequada,

quando comparados aos registos na mesma bacia hidrográfica, para período diferente daquele que foi utilizado na calibração. Um modelo é considerado como calibrado e validado se forem provadas, durante as duas fases, a exactidão e a capacidade de estimação e se os erros estiverem dentro de limites aceitáveis.

## 2.4.2 Equações básicas do escoamento

Em linhas de água naturais ou em linhas de água artificiais urbanas, e nas zonas inundáveis o escoamento dá-se em superfície livre e a situação mais comum é o escoamento em regime não permanente, gradualmente variado, em que as grandezas variam no tempo e no espaço. Neste caso, o escoamento pode ser representado pelas equações de Saint-Venant, deduzidas pelo matemático Francês com o mesmo nome em 1870, e que são as equações mais utilizadas para a simulação de um escoamento em superfície livre devido à sua simplicidade computacional e facilidade de parametrização (Chow, 1988; Abbott e Minns, 1998). As equações de Saint-Venant formam um sistema de equações diferenciais de primeira ordem, não-lineares, de tipo hiperbólico, que na maioria das situações práticas, não pode ser resolvido analiticamente (Chalfen e Niemiec, 1986; Moussa e Bocquillon, 1996; Hervouet, 2007). Estas equações são constituídas pela equação da continuidade e pela equação da conservação da quantidade de movimento. Serão apresentadas as equações na forma unidimensional (Chow, 1988).

Equação da continuidade (2.3):

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad 2.3$$

onde:

- Q - caudal [ $L^3 T^{-1}$ ];
- x - variável independente no espaço e na direcção longitudinal [L];
- A - área molhada da secção transversal [ $L^2$ ];
- t - variável independente no tempo [T];
- q - caudal lateral por unidade de comprimento ao longo do canal [ $L^2 T^{-1}$ ].

Equação da conservação da quantidade de movimento (2.4):

$$\underbrace{\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(Q^2 / A)}{\partial x}}_{\text{Inércia}} + \underbrace{gA \frac{\partial h}{\partial x}}_{\text{Pressão}} = \underbrace{gAS_o}_{\text{Gravidade}} - \underbrace{gAS_f}_{\text{Atrito}} \quad 2.4$$

onde:

- Q - caudal [ $L^3 T^{-1}$ ];
- t - variável independente no tempo [T];
- A - área molhada da secção transversal [ $L^2$ ];
- x - variável independente no espaço e na direcção longitudinal [L];
- g - aceleração da gravidade [ $LT^{-2}$ ];
- h - altura de água [L];
- $S_o$  - declive longitudinal do canal [-];
- $S_f$  - perda de carga unitária [-].

A equação da conservação da quantidade de movimento representa o equilíbrio de forças envolvidas: a força de inércia local, a quantidade de movimento por unidade de tempo (função da aceleração

convectiva), a força de pressão, a força da gravidade, o trabalho realizado pelas forças resistentes e a quantidade de movimentos devido ao escoamento lateral são considerados (Chow *et al.*, 1988).

As equações de Saint-Venant, na forma unidimensional, admitem as seguintes hipóteses simplificativas (Chow, 1988):

- 1) Fluido incompressível e homogêneo;
- 2) O escoamento é unidimensional, a profundidade e a velocidade variam só na direção longitudinal do canal;
- 3) As seções transversais variam gradualmente, i.e. não são admitidas variações bruscas destas seções
- 4) A pressão é hidrostática, i.e., depende apenas da profundidade;
- 5) São aplicadas as leis de resistência em regime permanente, hipótese quasi-permanente;
- 6) O declive do canal é muito pequeno, de forma a poder-se considerar  $\cos \alpha \approx 1$ , onde  $\alpha$  é o ângulo formado entre o fundo do canal e uma linha horizontal.

O escoamento da água sobre o solo é um processo distribuído, porque o caudal, velocidade e altura de água variam no tempo e no espaço. A representação da propagação da onda de cheia em canais pode ser obtida através da aplicação das equações de Saint-Venant, conhecidas as características físicas do canal, as condições de fronteira e as condições iniciais.

As alternativas para resolver estas equações são: a simplificação das equações (Cunge *et al.*, 1980; Chow, 1988), a realização de transformações (Chow, 1988; Singh, 1996), ou a utilização de métodos numéricos (Abbott e Minns, 1998; Fan e Li, 2006; Popescu, 2014). A maioria das soluções das equações para escoamento não permanente aplica métodos numéricos em ambiente computacional (Liggett e Cunge, 1975; Abbott e Minns, 1998). Os métodos numéricos permitem a redução de um problema físico contínuo num problema discreto. Os métodos numéricos mais utilizados na resolução das equações hiperbólicas, são (Popescu, 2014): o método das características, o método das diferenças finitas, o método dos elementos finitos, e o método dos elementos de fronteira.

A eliminação de alguns termos destas equações pode reduzir o tempo de cálculo e o aumento da estabilidade do modelo (Cunge *et al.*, 1980).

### 2.4.3 Formulação matemática

A resolução numérica das equações de Saint-Venant deve ser adaptada às condições do problema pelo que podem ser aplicadas as equações completas ou simplificações, nomeadamente: o modelo reservatório, o modelo da onda cinemática, o modelo da onda difusiva, e o modelo da onda dinâmica, que se diferenciam em função dos termos da equação da conservação da quantidade de movimento que são considerados. A principal vantagem de reduzir a complexidade dos algoritmos é testar a representação mínima necessária para simular um determinado fenómeno. No entanto, a introdução,

nos algoritmos de modelação hidráulica, de hipóteses simplificativas pode inviabilizar a aplicação do modelo em determinadas situações.

### 2.4.3.1 Modelo reservatório ou de armazenamento

O modelo reservatório ou de armazenamento utiliza a equação da continuidade e despreza completamente a equação da conservação da quantidade de movimento, considerando apenas uma relação entre o armazenamento e o caudal de saída e entrada. Este modelo é muito utilizado devido à simplicidade e rapidez de cálculo, e pode apresentar resultados aceitáveis nos casos em que os efeitos a jusante são desprezáveis. Na maioria dos casos, são adoptados modelos simples, como o armazenamento do tipo Muskingum-Cunge (Cunge, 1969) e o reservatório linear simples que é um caso particular do Muskingum (Ponce, 1989). A sua aplicabilidade depende do declive do leito de fundo e do gradiente do ramo ascendente do hidrograma de cheia.

Para simular a inundação na zona inundável pode ser utilizado o modelo de células de armazenamento, no qual a superfície em que ocorre o escoamento é representada por células interconectadas que formam uma rede bidimensional (Cunge *et al.*, 1980). Estes modelos são às vezes referidos como pseudo-bidimensionais. As células são consideradas como áreas de armazenamento, com localização, forma e conexões determinadas conforme topografia local. Cada célula é representada por um valor constante de altitude, e assume-se uma altura de água. O escoamento entre células vizinhas, é calculado através da lei de resistência ou da lei de vazão de um descarregador, em função da diferença de altura de água entre células, equação 2.5:

$$Q_{1,2} = K \sqrt{\frac{|z_1 - z_2|}{\Delta x_{1,2}}} \quad 2.5$$

onde:

Q - caudal [ $L^3T^{-1}$ ];

z - cota da superfície livre[L];

x - variável independente espaço [L].

### 2.4.3.2 Onda cinemática

Na resolução das equações de Saint-Venant tem-se utilizado diferentes procedimentos, alguns destes com simplificações que facilitam o seu cálculo, como por exemplo o modelo da onda cinemática, que representa o modelo hidrodinâmico na forma mais simples. A teoria da onda cinemática foi introduzido por Lighthill e Whitham (1955). O modelo da onda cinemática considera a equação da continuidade (2.3) na sua forma integral, e uma forma simplificada da equação da conservação da quantidade de movimento (2.4) (Bedient e Huber, 1988). São desprezados os termos de inércia e de gradiente de pressão da equação da conservação da quantidade de movimento. A onda cinemática considera o armazenamento associado à equação da continuidade, e o atraso da onda de cheia devido ao termo de gravidade e de atrito da equação da conservação da quantidade de movimento. Este modelo é adequado quando a lâmina de água tem uma altura reduzida, as forças



mais importantes aplicadas ao fluido são a gravidade e o atrito e a velocidade do escoamento não varia consideravelmente, sendo por isso a aceleração reduzida.

Chanson (2004) mostra que, em muitos casos de utilização da equação conservação da quantidade de movimento, os termos de inércia e de pressão são muito inferiores aos termos de gravidade e atrito (e.g. rios com declive elevado). Nestes casos pode ser adoptada uma aproximação das equações de Saint-Venant, através do modelo de onda cinemática, que combina a equação continuidade (2.3) e a equação 2.6 em que os termos inércia e pressão foram desprezados (Singh, 1996).

$$\underbrace{gAS_o}_{\text{Gravidade}} - \underbrace{gAS_f}_{\text{Atrito}} = 0 \quad 2.6$$

A utilização da equação da onda cinemática é útil para aplicações onde os efeitos de regolfo são insignificantes. Lighthill e Whitham (1955) mostraram que para inundações típicas, a influência da onda cinemática torna-se dominante à medida que a onda dinâmica decresce exponencialmente.

### 2.4.3.3 Onda difusiva

O modelo de onda difusiva considera o termo das forças de pressão, o trabalho realizado pelas forças da gravidade e o trabalho realizado pelas forças resistentes da equação da conservação da quantidade de movimento, mas despreza os termos da inércia (Bedient e Huber, 1988; Chow *et al.*, 1988). Isso faz com que o modelo seja aplicável quando as forças de pressão são importantes, mas as forças de inércia da aceleração local e convectiva são desprezáveis. O facto deste modelo considerar o termo da força de pressão permite ter em consideração os efeitos de jusante e a atenuação do efeito da onda.

O modelo da onda difusiva considera a equação da continuidade (2.3) na sua forma integral, e uma forma simplificada da equação da conservação da quantidade de movimento (2.7).

$$\underbrace{gA \frac{\partial h}{\partial x}}_{\text{Pressão}} = \underbrace{gAS_o}_{\text{Gravidade}} - \underbrace{gAS_f}_{\text{Atrito}} \quad 2.7$$

O modelo de onda cinemática e o modelo de onda difusiva são úteis para descrever a propagação da onda para jusante, quando o declive do canal é maior do que 0,01% e não há ondas de propagação para montante devido a perturbações, tais como: as marés, o escoamento dos afluentes, ou as operações em albufeiras.

### 2.4.3.4 Onda difusiva com o termo da força de inércia local

Um modelo intermédio entre a onda difusiva e a onda dinâmica completa resolve as equações da equações de Saint-Venant desprezando apenas a aceleração convectiva do termo da inércia, permitindo aumentar a estabilidade do passo de cálculo, e minimizar a representação física (Bates *et*

al., 2010). O modelo da onda difusiva com o termo de aceleração da inércia local considera a equação da continuidade (2.3) na sua forma integral, e uma forma simplificada da equação da conservação da quantidade de movimento (2.8).

$$\underbrace{\frac{\partial Q}{\partial t}}_{\text{Aceleração local}} + \underbrace{gA \frac{\partial h}{\partial x}}_{\text{Pressão}} = \underbrace{gAS_o}_{\text{Gravidade}} - \underbrace{gAS_f}_{\text{Atrito}} \quad 2.8$$

#### 2.4.3.5 Onda dinâmica completa

O modelo de onda dinâmica completa considera as equações da continuidade e da conservação da quantidade de movimento completas, incluindo os termos da inércia (aceleração local e convectiva), permitindo o cálculo do escoamento ao longo do canal quando as forças de inércia e de pressão são importantes, tal como acontece nos troços de canal com inclinação suave e quando os efeitos de regolfo a jusante são significativos. O modelo da onda dinâmica, envolve a solução numérica das equações completas de Saint-Venant (2.3 e 2.4), e tem em consideração os efeitos de armazenamento da equação da continuidade, e os efeitos de atraso, atenuação e deformação nas variações do caudal e da altura de água ao longo da direcção do escoamento e do tempo (Cunge *et al.*, 1980; Bedient e Huber, 1988; Chow *et al.*, 1988).

O gradiente é normalmente maior no ramo ascendente do hidrograma de cheia do que no ramo descendente (Cunge *et al.*, 1980; Bedient e Huber, 1988; Chow *et al.*, 1988). Nos rios onde o efeito de jusante é importante, como é o caso, em geral, de troços de rio situados em áreas de pequeno declive, deve ser aplicado o modelo da onda difusiva ou da onda dinâmica completa.

#### 2.4.4 Dimensões do domínio

Os modelos de inundação podem ser classificados, de acordo com a representação do processo de escoamento no espaço, em zero dimensões (0D), unidimensional (1D), bidimensional (2D), e tridimensionais (3D). O modelo mais simples para modelação de inundações é o 0D que não inclui qualquer lei da física de escoamentos (Woodhead, 2007). Em ambiente SIG é interceptado sobre o MDT, um plano horizontal correspondente a um determinado nível de água medido para estimar a superfície planar da água (Burg *et al.*, 2008).

No caso do escoamento principal ao longo do canal, podem ser adoptado: um modelo 1D considerando-se que as características do escoamento são constantes segundo o plano perpendicular à direcção principal do escoamento; um modelo 2D considerando-se que as características do escoamento são constantes segundo a direcção horizontal e perpendicular à direcção principal do escoamento; ou um modelo 3D, considerando-se que as características do escoamento variam nas três direcções. A passagem de modelos 1D para 2D e para 3D implica elevado custo computacional. No entanto, os avanços recentes nos métodos numéricos, o aumento da disponibilidade de dados topográficos com elevada resolução espacial e precisão, e a

disponibilidade de recursos computacionais com maior capacidade por menor custo, contribuiram para o aumento da aplicação de modelos 2D na modelação hidráulica de inundações. Podem existir casos, ainda, para os quais, embora seja importante a variação segundo a normal à direcção principal do escoamento, não é possível aplicar um modelo 3D devido ao tipo e a qualidade dos dados disponíveis para a construção e validação do modelo (Bates e Roo, 2000; Hunter *et al.*, 2005a). A modelação de inundações utilizando modelos 3D tem sido até agora limitada à simulação de dados experimentais de laboratório e estudos de validação do modelo 3D em áreas pequenas.

De acordo com estas razões, a modelação hidráulica de inundações tem sido tratada predominantemente com modelos 1D e 2D. A investigação tem avaliado abordagens que possibilitem reduzir a complexidade optando por modelos hidráulicos com códigos híbridos 1D e 2D de forma a combinar as melhores características de cada tipo de modelo para representar o escoamento em superfície livre no canal e na zona inundável (Bates e Roo, 2000; Vénere e Clausse, 2002; Bradbrook *et al.*, 2004; Hunter *et al.*, 2007).

Os modelos hidráulicos de inundações beneficiam muito com a integração com os SIG para o pré-processamento ou pós-processamento dos dados espaciais.

No Quadro 2.4 são apresentados vários modelos computacionais aplicados em estudos de modelação de inundações, com diferente representação no espaço, nomeadamente 0D, 1D, 2D, 3D e combinações dos anteriores, e estimativas de tempo de cálculo.

**Quadro 2.4-** Modelos computacionais de inundações, adaptado de Pender (2006) e Díez-Herrero *et al* (2008).

Representação do domínio	Modelos	Tempo de cálculo
0D	ArcGIS MapInfo DeltaMapper	Segundos
1D	Mike 11 HEC-RAS FLDWAV	Minutos
2D	TUFLOW MikeFlood SOBEK LISFLOOD-FP FLO-2D TELEMAC 2D River2D RMA2	Horas a dias
3D	ANSYS Fluent TELEMAC 3D Delft3D- D-Flow	Dias

A selecção do modelo adequado deve ter em consideração: a escala do problema, os recursos computacionais disponíveis, o nível de detalhe pretendido, os dados disponíveis, as necessidades do utilizador, as restrições de tempo cálculo, e o custo do estudo.

#### 2.4.4.1 Modelo 0D

A modelação 0D é a abordagem de avaliação de inundações mais simples porque envolve a projecção num plano horizontal do nível de água calculado em secções transversais da linha de água, delimitando a zona inundável, através da intersecção com a superfície do terreno. As zonas com altitudes inferiores à superfície da água são, então, consideradas como zonas inundadas. Este método não realiza uma estimativa da direcção do escoamento na zona inundável e não calcula o volume de água transferido entre o canal e a zona inundável. Os programas de SIG como ArcGIS®, MapInfo®, DeltaMapper®, entre outros, podem ser utilizados neste tipo de estudo.

Em determinadas situações pode não ser necessário um modelo hidráulico para prever a extensão da inundação. Com base nas alturas de água medidas ao longo do rio, ou previstas com base na análise da frequência de inundação, pode-se realizar uma interpolação (Werner, 2001). Isso aproxima a onda de cheia com um plano ou uma série de planos, que são intersectados com o MDT para fornecer as previsões da extensão de inundação e da altura de água.

Os resultados obtidos com o modelo 0D foram comparados com modelos hidrodinâmicos no Rio Meuse (35 km) tendo concluído, em certas situações, a aproximação por planos apresenta um desempenho quase tão bom como a modelação hidráulica (Bates e Roo, 2000). A avaliação de desempenho dos modelos foi realizada através da comparação com a extensão da inundação, obtida por imagem aérea, para a ponta de cheia ( $2700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ). Nas secções próximas das estações hidrométricas, onde a altura de água registada foi utilizada para controlo, a aproximação planar conseguiu uma exactidão em 81% dos pixeis correctamente previstos como molhados ou secos, em comparação com 85% para o modelo 2D de células de armazenamento (Bates e Roo, 2000). Para secções mais afastadas da estação hidrométrica a aproximação planar apresenta resultados menos positivos, e o modelo hidrodinâmico fornece os melhores resultados para todos os casos analisados, contudo essa diferença é marginal para algumas das situações. Verificou-se, ainda, a existência de áreas inundadas previstas que não se encontram conectadas hidraulicamente ao canal (Bates e Roo, 2000). No entanto, em algumas circunstâncias este método pode ser útil, e fornece um nível de desempenho de referência que todos os modelos hidráulicos devem ultrapassar para serem considerados úteis.

#### 2.4.4.2 Modelo 1D

Os modelos 1D utilizam as equações de Saint-Venant, completas ou simplificadas, para realizar uma simulação do escoamento. São modelos adequados para simular o escoamento em rios, onde a variação de parâmetros é representada numa única direcção

As abordagens 1D procuram corrigir algumas perdas adicionais de energia (Knight e Shiono, 1996) e baseiam-se em subdividir o canal longitudinalmente para calcular o transporte em cada secção. Os códigos 1D são mais apropriados quando a largura da zona de inundação não é maior que três vezes a largura do canal principal do rio e a zona de inundação não está separada do canal por taludes

(Pender, 2006). Os códigos 1D são eficientes do ponto de vista computacional, contudo apresentam limitações quando aplicados ao escoamento na zona inundada, porque não são capazes de simular a difusão lateral da onda de inundação e de discretizar a topografia e apresentam subjectividade porque dependem da intervenção do utilizador para localizar e orientar as secções.

O modelo hidráulico HEC-RAS é um dos modelos 1D mais populares na delimitação das zonas inundáveis fluviais. Trata-se de um modelo 1D que resolve as equações de Saint-Venant completas, por aplicação do método de diferenças finitas, permitindo simular o escoamento em superfície livre em regime permanente e em regime variável. A lei de resistência aplicada é a equação de Manning e a secção transversal de escoamento é considerada uma secção composta. A topografia do canal é caracterizada pelo resultado do levantamento topográfico de uma série de secções transversais ao longo do troço do canal em estudo. Para delimitar a zona inundável são calculadas as alturas de água nas secções transversais referidas. A cota da superfície livre é considerada constante na secção, pelo que a zona inundada é limitada pela intercepção da topografia do terreno com a superfície livre em cada secção e o resultado da interpolação entre os perfis das secções transversais. O modelo HEC-RAS permite facilmente a integração com um SIG através do software HEC-GeoRAS.

#### **2.4.4.3 Modelo híbrido 1D/2D**

As limitações dos modelos 1D podem ser superadas com modelos de ordem superior, mas existe um custo computacional elevado associado à simulação de um modelo hidráulico 2D e 3D. Assim, na investigação recente têm sido analisados modelos híbridos 1D/2D que procuram combinar o melhor de cada um destes modelos, aplicando um modelo 1D ao longo do canal e um modelo 2D na zona inundável (Bechteler *et al.*, 1994; Estrela e Quintas, 1994; Romanowicz *et al.*, 1996; Bates e Roo, 2000; Vénere e Clausse, 2002; Yu e Lane, 2006).

O modelo híbrido 1D/2D, normalmente, trata o escoamento no canal com as equações de Saint-Venant 1D e representa o escoamento na zona inundável como 2D através do modelo de células de armazenamento (Cunge *et al.*, 1980). A zona de inundável é discretizada em células e o escoamento entre células vizinhas, é calculado através da lei de resistência ou da lei de vazão de um descarregador, em função da diferença de altura de água entre células.

A evolução tecnológica das fontes de dados topográficos permitiu utilizar no modelo 1D/2D um MDT com elevada resolução na zona inundável. A discretização das células de armazenamento como uma grelha de alta resolução (e.g. LISFLOOD-FP) permite compensar as simplificações utilizadas neste tipo de modelos e obter bons desempenhos nas estimativas (Bates e Roo, 2000).

#### **2.4.4.4 Modelo 2D**

Os modelos 2D consideram que a propagação da inundação ocorre simultaneamente nas duas direcções horizontais. Os modelos 2D não representam totalmente os processos complexos do

escoamento na região próxima de um canal de secção composta, mas conseguem obter certos aspectos destes processos. No desenvolvimento do modelo é assumido que esta informação é suficiente para reproduzir as características do escoamento que interessam para o problema em estudo numa determinada escala. Além disso, os modelos 2D também podem representar, mais facilmente, os efeitos de fronteira e, portanto, podem ser mais úteis para simular problemas, onde as alterações da extensão de inundação variam dinamicamente ao longo do tempo (Bates e Horritt, 2005).

Os modelos 2D incluem soluções completas das equações de Saint-Venant e soluções simplificadas (Nicholas e Walling, 1997; Bates *et al.*, 1998). Na modelação hidráulica de inundações é recomendada a aplicação de modelos 2D baseados nas equações completas de Saint-Venant (Cunge, 2003), contudo, é necessário ter em consideração que na maioria dos casos, devido à escassez de dados de medições não é possível avaliar a quantidade de resultados produzidos pelo modelo hidráulico de inundação (Hunter *et al.*, 2007; Dottori e Todini, 2012). As equações de Saint-Venant podem ser discretizadas utilizando malhas estruturadas ou não, e até é possível permitir a deformação da malha. No entanto, o custo computacional e os problemas com a estabilidade numérica têm contribuído para a preferência por uma malha fixa. As malhas fixas, como apresentam um menor custo computacional, permitem a utilização de uma resolução espacial mais fina, que pode ser uma vantagem considerável, devido à complexidade da topografia na zona de inundação.

#### **2.4.4.5 Modelo 3D**

Os modelos hidrodinâmicos tridimensionais empregam as equações completas de Saint-Venant discretizadas nas três dimensões, em alguns casos acoplando ainda os modelos de turbulência. Esse tipo de modelação é aplicado nos estuários (Levasseur *et al.*, 2007) e zonas costeiras (Liu *et al.*, 2007a), onde a componente vertical do escoamento é importante. O escoamento em rios com zonas inundáveis também apresenta características tridimensionais, principalmente quando ocorre o extravasamento do rio para a zona inundável, contudo o tratamento numérico compatível desses processos, especialmente o escoamento dinâmico superficial, com mudanças significativas na extensão do domínio, não é uma opção adequada para uma extensão superior a 1 km.

Na simulação dinâmica do escoamento na zona inundável com modelos 3D é necessário introduzir algumas aproximações adicionais para lidar com as mudanças na horizontal e na vertical da extensão do domínio. Até à data nenhum dos métodos existentes oferece uma solução completa para este problema. Por exemplo, os modelos que utilizam uma malha deformável (Feng e Peric, 2003) podem sofrer problemas de estabilidade na dinâmica do escoamento em águas pouco profundas ao discretizar a malha na vertical. Se o número de camadas verticais da malha permanece fixo, então a razão entre a altura e a largura das células pode tornar-se distorcida quando a altura de água se aproxima de zero.

Existem factores que limitam a modelação 3D tais como: o custo computacional, os problemas de exactidão na representação da superfície livre da água, a instabilidade numérica causada por

topografias complexas, a elevada turbulência, e o carácter transitório do limite da inundação (Wilson e Atkinson, 2003; Nicholas e McLelland, 2004; Rameshwaran e Naden, 2004; Hunter *et al.*, 2007).

## 2.4.5 Parâmetros do modelo

A aplicação de um modelo hidráulico de inundação exige a especificação dos parâmetros do modelo e das condições de fronteira que definem adequadamente as características do domínio do escoamento a ser modelado. Como tal, os modelos de inundação requerem normalmente três tipos de dados fundamentais (Hunter *et al.*, 2007): (i) dados topográficos para modelar a superfície e o terreno; (ii) uma estimativa do(s) valor(es) do coeficiente de resistência, no canal e nas zonas inundáveis, que pode ser fixo ou variar no espaço; e (iii) condições de fronteira e condições iniciais.

Na modelação hidráulica de inundações é decisiva a qualidade dos dados utilizados na parametrização, calibração e validação.

### 2.4.5.1 Topografia

A cota topográfica do terreno é a variável que mais influencia o movimento da onda de cheia. A altitude do terreno é considerada como um dado de entrada crítico para o modelo hidráulico de inundação, porque controla o escoamento na zona de inundação. Para além da altitude, os dados utilizados na modelação hidráulica devem incluir os objectos que afectam o movimento da onda de cheia (Wilson, 2004).

Quanto maior o detalhe utilizado na representação do terreno, isto é, maior resolução espacial, maior será a exactidão na estimativa da extensão da inundação. No entanto, a resolução espacial (horizontal e vertical) e a exactidão dos conjuntos de dados geográficos variam muito, e podem produzir grandes diferenças nos resultados da modelação hidráulica de inundações (Wilson, 2004). As variáveis hidráulicas, altura de água e velocidade do escoamento são extremamente sensíveis à topografia que é a base do modelo hidráulico de inundação (Wilson e Atkinson, 2003). Assim, é importante avaliar a adequação dos diferentes conjuntos de dados de altimetria disponíveis para os estudos de modelação de inundações.

Até aos anos 80, a topografia era obtida através de levantamentos topográficos e/ou fotogrametria aérea analógica, sendo contudo, ambos os métodos dispendiosos e morosos. A alternativa era utilizar os dados extraídos de mapas topográficos normalmente a escalas pequenas e, como tal, com exactidão e resolução espacial reduzidas. Os dados LiDAR (Marks e Bates, 2000), a Interferometria Radar de Abertura Sintética - InSAR (Smith, 2002), e a fotogrametria digital permitiram ultrapassar o problema da disponibilidade de dados topográficos de alta resolução para modelação de inundações.

Nos últimos anos, a topografia utilizada em vários estudos de modelação hidráulica de inundações tem sido obtida através de dados LiDAR (Bates, 2004; Md Ali *et al.*, 2015). No entanto, é necessário processar os dados LiDAR antes de serem utilizados como dados de entrada no modelo hidráulico de

inundação (Cobby *et al.*, 2003), para extrair da nuvem de pontos original apenas os que representem o terreno. Para realizar este processamento dos dados LiDAR existem vários algoritmos que permitem a extração automática ou semi-automática de um MDT a partir de um MDS com origem no LiDAR.

De acordo com vários estudos efectuados, o LiDAR é considerado como uma técnica de aquisição de informação geográfica de elevada resolução e exactidão, adequado à utilização na modelação hidráulica de inundações (Marks e Bates, 2000; Bates *et al.*, 2003; Charlton *et al.*, 2003; Cobby *et al.*, 2003; French, 2003; Haile e Rientjes, 2005; Mandlbürger e Briese, 2007; Mason *et al.*, 2007; Hunter *et al.*, 2008). Na altimetria obtida por LiDAR, os dados podem ser recolhidos normalmente com uma resolução horizontal inferior a 1 m, uma exactidão vertical inferior a 0,15 m (RQEMQ) e uma taxa de recolha de dados até  $90 \text{ km}^2 \text{ h}^{-1}$  (Large e Heritage, 2009).

Os dados LiDAR incluem, para além de dados sobre a topografia, outros níveis de informação sobre o terreno (por exemplo, edifícios e vegetação) e permitem a elaboração do Modelo Digital de Superfície (MDS). Os objectos presentes na superfície afectam o movimento da onda de cheia, e por isso é importante que sejam incluídos na modelação de inundações. Surgem várias questões para investigar: Quais as diferenças nos resultados da simulação do modelo hidráulico utilizando MDS e derivados de dados LiDAR e/ou de cartografia a escala grande? Qual o efeito da resolução espacial dos dados na estimativa da altura de água e da velocidade de escoamento? Qual a importância de utilizar o MDS em vez do MDT na modelação hidráulica do escoamento?

Os vários estudos realizados para avaliar o efeito da resolução espacial, ainda não permitiram determinar a resolução óptima do MDT que deve ser utilizada no modelo hidráulico de inundação (Casas *et al.*, 2006; Fewtrell *et al.*, 2008; Fewtrell *et al.*, 2011a). Apesar da utilização de dados LiDAR permitir obter a delimitação da zona inundável com grande exactidão, a ausência da batimetria detalhada do rio pode provocar erros na extensão da inundação de 15 - 20% (Cook e Merwade, 2009).

#### **2.4.5.2 Coeficiente de resistência**

Os modelos hidráulicos para simulação de inundações exigem também a especificação do coeficiente de resistência ou parâmetro de rugosidade que, em teoria, pode ser indicado individualmente para cada célula da grelha. Embora estes valores possam ser estimados no campo com um elevado grau de precisão (Chow, 1988), tem sido muito difícil demonstrar que estes parâmetros de "base física" permitem previsões exactas do modelo hidráulico numa única simulação (Beven, 1989), por isso, o coeficiente de resistência é utilizado como um parâmetro de calibração.

Na prática, a pré-determinação dos parâmetros do modelo em cada célula da grelha raramente é possível devido aos problemas de escala, por existirem diferenças entre a escala de medição, a escala do modelo e a escala de base utilizada nas descrições dos processos nos algoritmos, e ainda às limitações da experimentação (Beven, 2006). Assim, a calibração é normalmente realizada com o objectivo de identificar os valores empíricos para os coeficientes de resistência, de forma que o



modelo seja capaz de reproduzir os dados observados. Os parâmetros calibrados devem ser reconhecidos como valores que podem não representar a heterogeneidade da grelha de cálculo, e que não têm interpretação física fora do modelo onde foram calibrados (Beven, 2000).

O coeficiente de resistência ( $n$  de Manning) é então considerado como um parâmetro de calibração que é ajustado para corrigir a incerteza de outras variáveis no processo de modelação hidráulica de inundações (Horritt, 2005; Hunter *et al.*, 2005a). Apesar de o coeficiente de resistência variar ao longo da secção longitudinal da linha de água e na zona inundável, alguns estudos utilizam um único valor (Pappenberger *et al.*, 2005) para a totalidade da secção longitudinal, adicionando incerteza. Da mesma forma, sendo muitos modelos hidráulicos calibrados para um determinado caudal, o coeficiente de Manning calibrado introduz incerteza no modelo, por ser variável para diferentes perímetros molhados, ou seja para diferentes caudais.

A detecção remota e os mapas temáticos de ocupação e uso do solo podem ser utilizados como fontes de dados para representar a distribuição espacial do coeficiente de resistência (Mason *et al.*, 2003). Contudo, pode verificar-se uma considerável incerteza. Neste caso, e apesar da calibração ser a única forma de reduzir a incerteza sobre este parâmetro do modelo, até à data existem poucos dados disponíveis para as áreas urbanas. Apesar da ocorrência frequente de inundações urbanas, existem poucas observações de campo de inundações urbanas e uma reduzida monitorização destes eventos.

Os valores típicos do coeficiente de Manning para leitos naturais e zonas inundáveis são apresentados na bibliografia (Acrement e Schneider, 1984; Chow, 1988; Van der Sande *et al.*, 2003; Wilson e Atkinson, 2007; Schubert *et al.*, 2008). Contudo, é crítica a selecção dos valores do coeficiente de resistência adequados para a modelação hidráulica de inundações (Khatibi *et al.*, 1997). Os mapas de ocupação e uso do solo podem ser transformados em mapas de coeficiente de resistência de acordo com os valores determinados empiricamente a partir da literatura para as diferentes tipologias de ocupação e uso do solo. Esses valores padrão de coeficiente de resistência são geralmente considerados como uma referência e os valores calibrados serão adequados especificamente para um modelo e uma escala. Outra alternativa é criar um coeficiente de resistência médio, calculado com base em factores de ponderação em função das áreas características de um determinado coeficiente de resistência (Wilson, 2004).

Muito trabalho empírico foi realizado na investigação da resistência ao escoamento de diferentes tipologias de uso do solo nas zonas inundáveis. O trabalho de investigação incluiu experiências de laboratório, em que são utilizadas varas rígidas ou tiras de alumínio para representar a vegetação (Sellin *et al.*, 2003), e vegetação real, tal como relva submersa (Wilson e Horritt, 2002), vários tipos de vegetação aquática (Stephan e Gutknecht, 2002) e até mesmo árvores (Kouwen e Fathi-Moghadam, 2000). Com base no trabalho experimental, foram obtidas relações analíticas e numéricas para estimar os valores de coeficientes de resistência relativos à vegetação presente nas zonas inundáveis. O estabelecimento de um coeficiente de resistência efectivo requer um conhecimento da vegetação presente na zona inundável e, por isso, depende da disponibilidade de dados espaciais com detalhe suficiente e também de informação sobre a vegetação potencial (Werner *et al.*, 2005).

Na modelação hidráulica, a comparação com experiências, em laboratório, mostra deficiências na estimativa dos coeficientes de resistência (Wilson, 2004), e os processos de calibração e validação dos modelos serão sempre necessários antes que estes possam realizar estimativas com incerteza controlada (Sellin *et al.*, 2003).

De uma forma geral na modelação hidráulica de inundações em zonas urbanas é calibrado o coeficiente de resistência para as observações do limite de inundação (Fewtrell *et al.*, 2008). Os valores do coeficiente de resistência são responsáveis por uma variedade de objectos e de processos que não são explicitamente representados no modelo hidráulico. Por isso, é necessário analisar a sensibilidade do modelo às alterações do coeficiente de resistência (Fewtrell *et al.*, 2008).

A selecção dos coeficientes de resistência adequados para os modelos hidráulicos é difícil e por isso é reconhecido que os coeficientes de resistência nas zonas inundáveis têm uma considerável incerteza associada (Horritt e Bates, 2001b). Além disso, os resultados dos modelos hidráulicos de inundação são função da escolha dos coeficientes de resistência. Os problemas do coeficiente de resistência resultam da falta de fontes de dados para definir a variação espacial do coeficiente de resistência; da resolução espacial, que muitas vezes é grosseira, dos dados e da utilização de um valor médio de coeficiente de resistência constante em toda a área de modelação.

A parametrização do coeficiente de resistência nas zonas urbanas através da calibração do valor para as observações das condições hidráulicas, pode levar a obter valores extremamente elevados e que não correspondem à realidade (Haider *et al.*, 2003; Yu e Lane, 2006). Fewtrell *et al.* (2008) estudaram o efeito da escala nos resultados de um modelo hidráulico aplicado às inundações urbanas, para um conjunto de 30 simulações com o coeficiente de resistência uniforme no espaço, variando entre 0,01 e 0,1, e considerando diferentes valores de resolução espacial (2, 4, 8, e 16 m). Numa resolução espacial mais grosseira (16 m), os caminhos de escoamento são alterados significativamente, por isso a calibração numa gama de valores realistas não resolve as diferenças das alturas de água previstas nos pontos de controlo (Fewtrell *et al.*, 2008). Outros autores verificaram que a utilização de valores substancialmente mais elevados no coeficiente de resistência permite obter, para resoluções grosseiras, valores melhores na avaliação de desempenho global do modelo, mas não descrevem a evolução temporal da inundação (Yu e Lane, 2006).

Numa resolução mais grosseira o valor óptimo do coeficiente de resistência é significativamente reduzido e a forma do hidrograma não sugere uma melhoria significativa no desempenho do modelo para valores elevados do coeficiente de resistência (Fewtrell *et al.*, 2008). Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Yu e Lane (2006), e sugerem a possibilidade da introdução de valores de coeficiente de resistência espacialmente distribuídos, aumentando o número de parâmetros de calibração.

Na falta de registos de observações de inundações urbanas existe a necessidade de se efectuar um conjunto de simulações para uma gama de valores de coeficientes de resistência e realizar uma análise de sensibilidade desses valores (Hunter *et al.*, 2008). A calibração do coeficiente de resistência permite reduzir a incerteza sobre os parâmetros do modelo e ajustar as previsões do modelo às observações.

Hunter *et al.* (2008) apresentaram uma análise de sensibilidade de 13 valores do coeficiente de Manning, dentro de um intervalo fisicamente aceitáveis, em zona urbana sobre um MDT obtido a partir de dados LIDAR. Os valores atribuídos aos coeficientes de resistência para zonas verdes e arruamentos estavam dentro do intervalo  $0,015 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  (solo nu) e  $0,075 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  (relvado e arbustos densos) com o incremento de  $0,005 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$ , e para arruamentos estavam dentro do intervalo  $0,008 \text{ m}^{-1/3}\text{s} - 0,02 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  com o incremento de  $0,001 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  (Hunter *et al.*, 2008). Este estudo não apresenta um grande número de simulações, quando comparado com a análise de sensibilidade dos modelos hidráulicos ao coeficiente de resistência utilizando o método de Monte Carlo (Aronica *et al.*, 2002), mas foi considerado suficiente para analisar a distribuição da resposta do seis modelos hidráulicos de inundação utilizados. Por sua vez, permitiu concluir que para o mesmo valor de coeficiente de resistência os modelos apresentam resultados de estimativa da altura de água diferentes.

Alguns estudos mostram que os dados LiDAR podem ser utilizados na determinação da distribuição espacial dos coeficientes de resistência (Cobby *et al.*, 2003; Mason *et al.*, 2003), mas outros referem que a utilização de dados espaciais da cobertura do solo é mais adequada para obter o valor dos coeficientes de resistência. Wilson e Atkinson (2007) apresentam um método, através do qual a cobertura da superfície terrestre, obtida através de imagens de satélite Landsat TM, pode ser utilizada para obter um mapa de coeficientes de resistência, que pode ser incorporado em modelos hidráulicos de inundação. Mason *et al.* (2003) estimaram a distribuição espacial dos coeficientes de resistência, com base nas alturas da vegetação obtidas a partir de dados LiDAR, para aplicação do modelo TELEMAC-2D. No entanto, não foi provado de que a altura da vegetação fosse suficiente para a estimava correcta dos coeficientes de resistência, para a modelação hidráulica de inundações.

Fewtrell *et al.* (2008) utilizaram um coeficiente de resistência uniforme (0,035), resultante do valor médio da rugosidade da superfície na área de estudo, em vez de um coeficiente de resistência espacialmente distribuído baseado na classificação da ocupação e uso do solo com resoluções grosseiras que introduz incerteza.

Straatsma e Baptist (2008) utilizaram a combinação de imagens multiespectrais e dados LiDAR para parametrizar o coeficiente de resistência da vegetação num pequeno troço do Rio Waal (Holanda). A distribuição espacial do coeficiente de resistência teve um impacto reduzido na estimativa da altura de água (cerca de 0,5 cm). No entanto, verificou-se que a elevada resolução espacial dos dados utilizados na parametrização do coeficiente de resistência, em áreas com vegetação, contribui para melhorar a estimativa da velocidade de escoamento.

Di Baldassarre *et al.* (2009) efectuaram uma análise de sensibilidade que possibilitou investigar a capacidade de utilizar duas imagens de satélite, com resoluções diferentes (25 m e 150 m), para calibrar os coeficientes de resistência no modelo hidráulico de inundação. Os resultados do estudo mostraram que os parâmetros óptimos do modelo hidráulico para simulação de inundações dependem da resolução da imagem utilizada e do procedimento utilizado para delimitar a extensão da inundação.

As imagens aéreas ou de satélite de elevada resolução espacial (4m) permitem obter mapas de ocupação de solo detalhados e produzir mapas de coeficientes de resistência distribuídos no espaço

(Van der Sande *et al.*, 2003). No entanto, a utilização de um coeficiente de resistência distribuído no espaço tem um efeito reduzido na altura de água e muito limitado na extensão de inundação, mas não é desprezável o seu efeito no tempo inicial de inundação e no tempo para a máxima altura de água (Wilson e Atkinson, 2007).

### 2.4.5.3 Hidrograma de cheia

As condições de fronteira do escoamento, internas e externas ao domínio do modelo, podem ser representadas através de dados quantitativos das estações hidrométricas, que se encontram disponíveis sob a forma de séries temporais de alturas de água e/ou caudal (Hunter *et al.*, 2007). Apesar de existir uma cobertura de redes de monitorização, na maioria dos países europeus e da relativa facilidade de obter os dados, a medição dos caudais de inundação está sujeita aos erros e/ou ausência dos valores da profundidade do rio, da velocidade, e das alterações do leito.

Na modelação hidráulica de inundações, o caudal é considerado como uma das variáveis de entrada com maior incerteza no mapeamento das zonas inundáveis (Pappenberger *et al.*, 2006). As curvas de vazão utilizadas para estimar o caudal da estação hidrométrica podem ter um desvio até 10% para o caudal médio e até 40% para o caudal de ponta de cheia (Di Baldassarre e Montanari, 2009).

A incerteza nas curvas de vazão é transferida para o caudal de ponta de cheia utilizado no modelo hidráulico e, conseqüentemente, tem efeito nas estimativas da altura de água e da extensão da inundação (Schmidt, 2002; Parodi e Ferraris, 2004; Bales e Wagner, 2009). Por outro lado, quando a modelação hidrológica é utilizada para obter o caudal de ponta de cheia, a incerteza resulta dos dados da precipitação, da densidade da rede udométrica, do tipo do modelo hidrológico (agregado, semi-distribuído ou distribuído; fisicamente baseado ou conceptual), dos parâmetros de topografia, e de outros parâmetros do modelo, como o solo e a ocupação e uso do solo (Hossain *et al.*, 2004).

### 2.4.6 Calibração e validação do modelo

A modelação computacional ajuda a melhorar o conhecimento dos fenómenos naturais, transformando-os numa representação digital que permite uma análise quantitativa e qualitativa. A modelação computacional das inundações urbanas com a resolução numérica da formulação matemática dos fenómenos envolvidos gera discrepância entre o modelo e a realidade. O processo de ajustamento dos parâmetros, de forma a melhorar o desempenho do modelo, é definido como calibração do modelo. A validação do modelo é a comparação dos resultados do modelo com os registos obtidos de forma independente a partir de observações no sistema natural e não aplicados na validação. Os modelos hidráulicos de inundação, independentemente da sua complexidade, necessitam de uma calibração-validação para determinar a qualidade e o grau de confiança dos resultados produzidos (Lane e Richards, 2001; Refsgaard, 2001; Cunge, 2003; Horritt, 2005).

A realização da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo, proporciona o conhecimento da influência do parâmetro sobre a resposta do modelo. A identificação dos parâmetros mais sensíveis ajuda na escolha dos parâmetros que devem ser utilizados na calibração do modelo.

Para a calibração e validação do modelo hidráulico de inundação é fundamental a disponibilidade de registos de estações hidrométricas e imagens de satélite ou aéreas do período do evento de inundação (Hunter *et al.*, 2007). Tradicionalmente, os modelos têm sido calibrados e validados utilizando os níveis de altura de água de estações hidrométricas a jusante (Gee *et al.*, 1990; Bates *et al.*, 1992; Bates *et al.*, 1998; Hunter *et al.*, 2005a; Trigg *et al.*, 2009). Vários autores têm avaliado as estimativas do modelo hidráulico de inundação, de uma forma mais rigorosa, utilizando mapas da extensão da inundação obtidos através de várias fontes como o levantamento do limite pós-evento (Dutta *et al.*, 2000; Romanowicz e Beven, 2003; Neal *et al.*, 2011), fotografias aéreas (Overton, 2005; Yu e Lane, 2006; Neal *et al.*, 2011), dados de Radar de Abertura Sintética (SAR) (Bates e Roo, 2000; Horritt *et al.*, 2001; Brivio *et al.*, 2002; Wilson, 2004; Bates *et al.*, 2005a; Di Baldassarre *et al.*, 2009; Mason *et al.*, 2010) e dados LiDAR pós-evento de inundação (Lane *et al.*, 2003). As imagens do satélite TerraSAR-X são adequadas para a detecção de inundações urbanas devido à sua alta resolução espacial (3 m) (Mason *et al.*, 2010). Mason *et al.* (2010) desenvolveram um algoritmo para detecção de inundações urbanas a partir de uma imagem TerraSAR-X e obtiveram uma exactidão de 76% na classificação dos pixels inundados.

Os dados da altura de água máxima não permitem testar a capacidade do modelo hidráulico de inundação para simular a dinâmica da inundação. Os dados recolhidos nas estações hidrométricas constituem informação sobre a evolução do evento de inundação no tempo, mas não representam a distribuição espacial da zona inundável. O levantamento pós-evento de depósitos de lixo e sedimentos arrastados até ao limite máximo da inundação, através de trabalho de campo, pode apresentar dificuldades de interpretação e provocar confusão na delimitação da zona inundada. Os dados utilizados na calibração e validação do modelo são, portanto, de algum modo limitados em termos de cobertura espacial e temporal e apresentam incerteza (Hunter *et al.*, 2007).

A falta de registos para calibração e validação é o maior obstáculo ao desenvolvimento de modelos de inundação. Para desenvolver progressos neste domínio é necessário efectuar uma campanha de medições das inundações, utilizando todas as tecnologias de sensores disponíveis (Hunter *et al.*, 2007). Nas zonas urbanas não existe rede de monitorização de inundações, por isso a população afectada deve ser sensibilizada para filmar e/ou fotografar os eventos de inundação, de forma a contribuir para o aumento dos dados necessários para a calibração dos modelos.

Na modelação hidráulica de inundações, o coeficiente de resistência ao escoamento é utilizado na calibração (Hunter *et al.*, 2005a). No processo de calibração devem ser atribuídos valores ao coeficiente de resistência fisicamente justificados (Mason *et al.*, 2003). O coeficiente de resistência é função da cobertura do solo, que é normalmente obtida através da classificação de imagens aéreas ou de satélite. Os coeficientes de resistência, no canal e na zona inundável, são alterados para otimizar o ajustamento entre os registos e os resultados da extensão de inundação e da altura de água estimados pelo modelo (Horritt e Bates, 2002; Hunter *et al.*, 2005a; Bates *et al.*, 2006).

A avaliação do desempenho do modelo hidráulico de inundação é obtida através de medidas que são definidas como medidas de ajustamento dos resultados das simulações aos registos de dados obtidos. Vários autores (Bates e Roo, 2000; Horritt e Bates, 2001b; Aronica *et al.*, 2002; Horritt *et al.*, 2007; Schumann *et al.*, 2009; Schubert e Sanders, 2012) adoptaram na validação dos modelos hidráulicos de inundação um método discreto de correspondência com base na separação de células em categorias binárias (molhado ou seco). Este método exige que os dados sejam divididos em categorias distintas separadas por limites bem definidos, um processo que só pode ser aplicado com sucesso, quando o grau de confiança nos dados é elevado.

A medida de desempenho do modelo hidráulico é, muitas vezes, baseada no grau de sobreposição entre as duas extensões, a estimada pelo modelo e a observada. Estas medidas de desempenho variam entre 0, quando não existe sobreposição de nenhuma célula entre os resultados da previsão das zonas inundáveis obtidas pela aplicação do modelo com a delimitação da zona inundada observada, e 1 quando existe uma sobreposição total das células entre os resultados do modelo de inundação e da delimitação observada.

A comparação entre a extensão de inundação calculada pelo modelo e a observada é conseguida através da análise da área correctamente classificada como seca ou molhada contra a área classificada incorrectamente. A medida de desempenho  $F^{(1)}$ , foi utilizada anteriormente por vários autores (Bates e Roo, 2000; Horritt e Bates, 2001b; Aronica *et al.*, 2002; Wilson, 2004; Horritt *et al.*, 2007; Schumann *et al.*, 2009; Schubert e Sanders, 2012), e é expressa através da equação 2.9:

$$F^{(1)} = \frac{A^{obs} \cap A^{calc}}{A^{obs} \cup A^{calc}} \quad 2.9$$

onde:

$A^{obs}$  – conjunto de pixeis observados como inundados;  
 $A^{calc}$  - conjunto de pixeis calculados pelo modelo como inundados.

Esta medida penaliza tanto a sobre-estimação como a sub-estimação da inundação pelo modelo. A equação 2.9 pode ser escrita, em termos mais gerais, através da equação 2.10, como

$$F^{(1)} = \frac{\sum_{i=1}^n P_i^{D1M1}}{\sum_{i=1}^n P_i^{D1M1} + \sum_{i=1}^n P_i^{D1M0} + \sum_{i=1}^n P_i^{D0M1}} \quad 2.10$$

onde  $P_i^{D1M1}$  toma o valor de 1 para as células classificadas como inundadas, nos dados observados e calculados,  $P_i^{D0M1}$  toma o valor de 1 para as células observadas, como secas, mas calculadas como molhadas, e o  $P_i^{D1M0}$  toma o valor de 1 nas células observadas como molhadas, mas calculadas como secas. A medida foi alterada para penalizar adicionalmente sobre-estimação da extensão da inundação pelo modelo, e expressa-se através da equação 2.11:

$$F^{(2)} = \frac{\sum_{i=1}^n P_i^{D1M1} - \sum_{i=1}^n P_i^{D0M1}}{\sum_{i=1}^n P_i^{D1M1} + \sum_{i=1}^n P_i^{D1M0} + \sum_{i=1}^n P_i^{D0M1}} \quad 2.11$$

O estudo efectuado por Mason *et al.* (2009) mostrou que existem vantagens na utilização de uma medida de desempenho baseada nas alturas de água em vez de utilizar a classificação das células em secas e molhadas obtida com base em imagens aéreas ou de satélite. Werner *et al.* (2005) demonstraram que a distribuição das observações da altura de água fornecem uma medida melhor de desempenho do modelo hidráulico de inundação do que a extensão de inundação, através dos registos de altura de água, durante o evento de inundação. Na validação do modelo hidráulico de inundação, pode também ser associada a incerteza da extensão da área inundada, através de mapas de incerteza de inundação que mostram a probabilidade de cada célula ser inundada para um evento com determinada magnitude (Aronica *et al.*, 2002; Pappenberger *et al.*, 2005; Mason *et al.*, 2007; Schumann *et al.*, 2008; Schumann *et al.*, 2009).

Na avaliação do desempenho do modelo hidráulico de inundação com base na altura de água, têm sido utilizados vários critérios: o coeficiente de determinação ( $r^2$ ), o índice de concordância de Willmott, o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE), e a Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático (RQEMQ).

O coeficiente de determinação ( $r^2$ ) é o quadrado do coeficiente de correlação de Pearson e descreve a proporção da variância total da série de registos que pode ser explicada pelo modelo, e calcula-se através da equação 2.12. O  $r^2$  é insensível a diferenças aditivas e proporcionais entre os resultados das simulações e os valores registados. Os valores elevados de  $r^2$  podem ser obtidos mesmo quando o modelo simula valores consideravelmente diferentes em magnitude e variabilidade (Legates e McCabe, 1999). É expresso pelo quadrado da razão entre a covariância e a multiplicação dos desvios padrões da série registada e da série simulada.

$$r^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2 \quad 2.12$$

Onde:

$P_i$  - elemento da série de valores simulados;

$O_i$  - elemento da série de valores registados;

$\bar{P}$  - média da série de valores medidos;

$\bar{O}$  - média da série de valores simulados.

O Índice de Concordância de Willmott ( $d$ ), expresso através da equação 2.13, procurou ultrapassar a insensibilidade das medidas baseadas em correlação às diferenças entre as médias e variâncias dos registados e dos resultados da simulação (Willmott, 1981). Representa a razão entre o desvio quadrado médio e o “erro potencial”. O “erro potencial” é definido como a soma dos quadrados das diferenças absolutas entre os valores simulados, a média dos valores registados e os valores registados e representa o maior valor que se pode obter para cada par de valores registados/simulados. No entanto, é sensível aos valores extremos porque utiliza as diferenças quadradas.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad 2.13$$

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE), tal como o coeficiente de determinação, indica a percentagem da variância dos dados observados que é explicada pelos resultados da simulação (Nash e Sutcliffe, 1970), e expressa-se através da equação 2.14. Fisicamente, o NSE é a razão entre o Desvio Quadrado Médio (DQM) e a variância dos valores da série de registos, subtraído da unidade. Se o quadrado das diferenças entre os resultados da simulação e os valores registados é tão grande como a variabilidade dos dados registados, então  $NSE=0$  (a média é melhor resultado do que os resultados da simulação) se a exceder então  $NSE<0$  (ou seja a média é melhor predictor do que a simulação). Este índice representa uma melhoria sobre o coeficiente de determinação porque é sensível às diferenças na média e variância dos valores registados e dos resultados da aplicação do modelo. Contudo, devido às diferenças quadradas, NSE, é mais sensível a valores extremos.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad 2.14$$

Para além destas medidas adimensionais que fornecem uma avaliação relativa do comportamento do modelo é também apropriado quantificar o erro nas unidades da variável. Essas medições, ou medições de erro absoluto incluem o DQM e a Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático (RQEMQ), que descreve a diferença entre o resultado da simulação e os valores registados nas unidades da variável. O grau de excedência da RQEMQ em relação ao DQM é um indicador da quantidade de *outliers* que existem nos dados. O RQEMQ expressa-se através da equação 2.15:

$$RQEMQ = \left[ \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2 \right]^{1/2} \quad 2.15$$

A avaliação conjunta da RQEMQ e do NSE é recomendada, porque permitem captar aspectos distintos de desempenho do modelo com o objectivo de ajustar os resultados das simulações com os dados registados (Ritter e Muñoz-Carpena, 2013). Esta metodologia integra os critérios de ajustamento e a análise da significância estatística que permite obter a distribuição da probabilidade do indicador de desempenho. O RQEMQ quantifica o erro de estimativa do modelo, nas unidades da variável (altura de água). A avaliação quantitativa do desempenho do modelo baseada na probabilidade de ajustamento é definida como (Ritter e Muñoz-Carpena, 2013): muito boa ( $NSE = 0,900 - 1,000$ ); boa ( $NSE = 0,80 - 0,899$ ); aceitável ( $NSE = 0,65 - 0,799$ ); e insatisfatória ( $NSE < 0,65$ ).



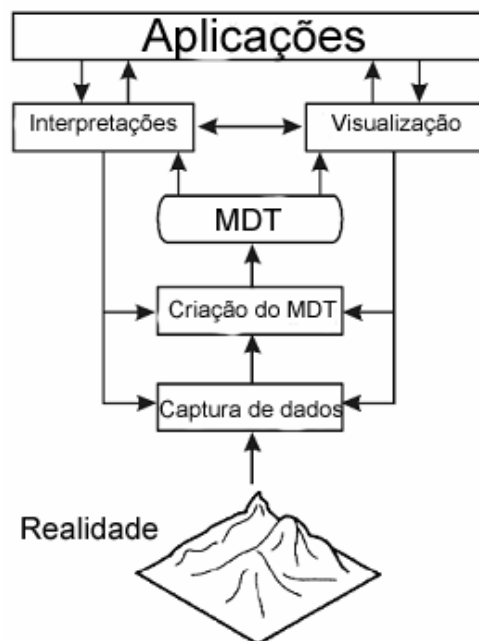
## 2.5 Modelação digital da superfície

### 2.5.1 Considerações gerais

O MDT é um conjunto de dados, em suporte numérico, que, para uma zona, permite associar a qualquer ponto definido sobre o plano um valor correspondente à sua altitude (Matos, 2008).

O objectivo da utilização do MDT condiciona as qualidades próprias que o modelo deve possuir. Assim, para utilização na modelação hidráulica de inundação devem ser consideradas a resolução espacial ou tamanho da célula e a exactidão vertical.

A representação numérica realista do terreno tem um papel fundamental nos processos de modelação do terreno, incluindo o escoamento superficial (Hutchinson e Gallant, 2000). Actualmente, os modelos de simulação em conjunto com software SIG permitem o estudo e o desenvolvimento de modelos avançados de análise da superfície terrestre. Portanto, a representação da superfície do terreno é um aspecto importante na modelação destes processos. A evolução do conhecimento na modelação da superfície de terreno tem-se focado nos métodos para criação e interpretação do MDT, e a sua relação com o contexto geral da modelação digital do terreno (Hutchinson e Gallant, 2000). A Figura 2.2 apresenta as principais ligações entre as tarefas associadas à modelação digital do terreno, particularmente, a interacção entre a criação do MDT e a interpretação do MDT, num contexto de várias aplicações. A questão da resolução espacial do MDT surge nos vários pontos deste esquema. A escala da fonte dados deve orientar a escolha da resolução espacial do MDT criado, e a escala de interpretação do MDT deve ser combinada com a escala das aplicações.



**Figura 2.2** - Principais tarefas associadas à modelação digital do terreno, adaptado de Hutchinson and Gallant (2000).

## 2.5.2 Dados LiDAR

O *Light Detection And Ranging* (LiDAR) ou *Airborne Laser Scanning* (ALS) ou Varrimento Aéreo por Laser é uma tecnologia de detecção remota óptica que permite determinar a distância ao objecto ou à superfície através da utilização de um impulso de laser. O desenvolvimento desta tecnologia tem ocorrido no contexto da modelação da superfície terrestre, para a criação de MDS e MDT (Sithole e Vosselman, 2004). O resultado de um voo LiDAR é uma nuvem irregular 3-D de pontos (X, Y, Z) com grande densidade e que descreve com exactidão a forma da superfície terrestre (Habib *et al.*, 2004).

A investigação e o desenvolvimento da tecnologia LiDAR para a recolha de dados topográficos iniciaram-se na década de 80 (Krabill *et al.*, 1984). Os sistemas comerciais de Varrimento Aéreo por Laser iniciaram o seu funcionamento em meados da década de 90 (Pfeifer e Briese, 2007), e hoje em dia continua a ser uma área de investigação e desenvolvimento. Na última década existiu um aumento significativo da utilização de dados LiDAR para a geração de MDT, porque foram desenvolvidos sistemas de recolha de dados LiDAR mais precisos (Sithole e Vosselman, 2003). Kraus e Pfeifer (1998) demonstraram a possibilidade da utilização dos dados LiDAR para gerar um MDT. O LiDAR apresenta-se como uma das técnicas mais comuns para determinar valores de altitude em zonas inundáveis em projectos que envolvam uma análise custo/benefício, devido à boa relação entre o custo de produção e a exactidão (Priestnall *et al.*, 2000). O sistema LiDAR permite a recolha rápida de dados de altitude com uma exactidão (RQEMQ) de 15 centímetros na vertical e de 20 centímetros na horizontal (RQEMQ) o que é adequado para a modelação de inundações (Cobby *et al.*, 2001; Bates, 2004; Néelz e Pender, 2006; FEMA, 2007).

Os dados LiDAR são fornecidos frequentemente numa grelha  $1 \times 1 \text{ m}^2$ , contudo também são utilizadas resoluções mais altas (Nelson *et al.*, 2009; Wilson, 2012), quando o volume de dados e o tempo de processamento não são um problema (Wolf e Dewitt, 2000). O principal produto dos dados LiDAR é uma nuvem de pontos 3D, a partir da qual obtém o MDS por interpolação. A modelação da superfície terrestre, a partir de dados LiDAR, tem sido abordada por vários autores (Lohr, 1998; Lloyd e Atkinson, 2002; Wack e Wimmer, 2002; Hodgson *et al.*, 2005; Aguilar e Mills, 2008; Liu, 2008; Sailer *et al.*, 2014).

Os dados LiDAR contêm sinais de retorno de objectos artificiais (edifícios, postes telefónicos, linhas de energia, e pontes), ou até mesmo aves que têm de ser removidos para criar o MDT. A filtragem do MDS permite remover os objectos indesejados da superfície do terreno para obter o MDT. Vários métodos de filtragem (2.5.3) foram desenvolvidos para classificar ou separar os dados LiDAR referentes à superfície do terreno daqueles que correspondem a objectos presentes na superfície do terreno. No entanto, nenhum dos métodos é robusto, funcionando melhor em certas condições do que noutras, dependendo dos algoritmos (Romano, 2004). Como a edição manual dos resultados da filtragem é, em geral, necessária (Chen *et al.*, 2007), é ainda preciso desenvolver algum trabalho para melhorar o desempenho dos algoritmos de filtragem dos dados LiDAR, nomeadamente em áreas urbanas onde a complexidade da superfície terrestre é muito variada. Neste contexto, a extracção de objectos usando dados LiDAR, como edifícios em zonas urbanas (Maas e Vosselman, 1999) e de vegetação tem sido também objecto de aturada investigação.

O LiDAR é mais indicado que a fotogrametria digital para a criação do MDT devido a duas razões (Meng *et al.*, 2010): i) a estrutura da vegetação pode ser determinada devido ao LiDAR penetrar a vegetação e criar vários retornos para um mesmo pulso laser (Raber *et al.*, 2002; Meng *et al.*, 2009); e ii) permite criar um MDT, mesmo em regiões de vegetação densa devido aos vários retornos (Baltsavias, 1999). O LiDAR é mais favorável que a fotogrametria digital para a criação automática de MDS na medida em que a superfície gerada pela tecnologia LiDAR é mais regular (melhor qualidade interna) que a superfície gerada por correlação automática das imagens.

Existem muitas variáveis que contribuem para a exactidão do MDT obtido a partir de dados LiDAR. Entre estas, e para além das características do sistema de varrimento utilizado, a densidade de amostragem dos dados LiDAR tem um contributo significativo para o erro vertical (Hodgson *et al.*, 2005). No entanto, a morfologia do terreno e a cobertura do solo, devido ao seu efeito no desempenho do processo de filtragem para transformar o MDS no MDT, devem ser referidos como outros factores que influenciam a exactidão final do MDT. Ao contrário das últimas duas variáveis, a densidade de amostragem representa uma parte significativa dos custos do levantamento dos dados LiDAR (Raber *et al.*, 2007). O preço varia entre cerca de 7 €/km<sup>2</sup> e os 25 €/km<sup>2</sup> (Setembro de 2015), respectivamente para 1 ponto/m<sup>2</sup> e 8 pontos/m<sup>2</sup>, segundo a informação disponibilizada em Setembro de 2015 (IMAO, 2015). A maioria dos trabalhos sobre a avaliação de erro dos dados LiDAR mostraram que a exactidão do MDT é significativamente dependente da densidade de pontos, do método de interpolação, da topografia, bem como da resolução espacial (Gonçalves, 2006; Kraus e Karel, 2006; Kraus *et al.*, 2006; Su e Bork, 2006; Liu *et al.*, 2007b; Aguilar *et al.*, 2010; Guo *et al.*, 2010).

Sendo necessário estabelecer medidas de exactidão dos dados LiDAR em condições operacionais, tem-se verificado uma tendência crescente para apresentar métodos estatísticos robustos e não-paramétricos para estimar a exactidão do MDT em terreno não-aberto, onde a distribuição do erro, geralmente, não segue a distribuição normal (Aguilar e Mills, 2008; Höhle e Höhle, 2009). O Varrimento Aéreo por Laser exige boa reflectividade da superfície terrestre, sem a qual podem surgir áreas sem medições. Estas ausências de medições, que podem também resultar de obstruções devido a objectos e sua filtragem, obrigam à realização de um procedimento de interpolação. O correspondente à área sem medições, em relação a toda a área de trabalho, é geralmente conhecido como completude do MDT, e pode ser utilizado como um parâmetro muito importante para a verificação da qualidade do MDT. Por exemplo, as orientações da *Federal Emergency Management Agency* (FEMA, 2007) indicam como tolerância 5% de dados vazios e uma distância entre pontos de 5m para a criação do MDT em formato grelha para mapeamento das zonas inundáveis.

Os métodos utilizados para preenchimento dos vazios podem produzir um erro que não deve ser desprezado (Smith *et al.*, 2005). Este erro, entre outros factores, resulta da propagação do erro dos dados da amostra para pontos interpolados e também do método de interpolação utilizado (Aguilar *et al.*, 2005) mas, acima de tudo da morfologia do terreno. Aguilar *et al.* (2010) desenvolveram um modelo híbrido teórico-empírico para modelar o erro dos MDT gerados a partir de dados LiDAR, que pode ser útil, no sentido prático, quando é aplicado em terreno não-aberto, onde as áreas sem

medições podem surgir devido à falta de penetração do feixe de laser através da vegetação. Neste estudo foi analisada a relação entre a exactidão do MDT gerado a partir de dados LIDAR, a densidade de amostragem de dados LiDAR, a morfologia do terreno e o método de interpolação (Aguilar *et al.*, 2010). O declive do terreno e da densidade de amostragem foram incorporados na componente empírica, resultando numa boa concordância entre as estimativas e os dados observados ( $R^2$  de 0,986,  $p < 0:001$ ).

É necessário desenvolver maiores esforços para determinar o volume mínimo de dados para aplicações específicas dos MDT, embora exista uma tendência crescente para recolher grandes volumes de dados (Aguilar *et al.*, 2010). Na maioria dos casos, é preferível ter um MDT otimizado e adaptado às necessidades dos utilizadores, em vez de ter uma grande quantidade de dados, que será mais difícil de processar. No caso particular dos dados LiDAR, deve ser destacado que as resoluções mais altas requerem geralmente um aumento de custos do levantamento dos dados LiDAR (por exemplo, um sensor com uma maior taxa de retorno, uma baixa altitude do voo, um ângulo de varrimento mais estreito, e por isso mais linhas de voo para cobrir a mesma área).

### 2.5.3 Algoritmos de filtragem

A filtragem dos dados LiDAR pode ser definida como um processo que possibilita distinguir e separar objectos e pontos na superfície do terreno. A maioria dos algoritmos de filtragem permite classificar os dados em duas categorias: pontos terreno e pontos não-terreno (Sithole e Vosselman, 2004). A maioria destes algoritmos foram construídos e utilizados em zonas rurais e muito poucos têm sido testados para separar objectos em zonas urbanas complexas. O processo de filtragem em zonas urbanas é essencial para produzir um MDT de grande exactidão, especialmente quando o MDT é utilizado como um dado de entrada para o modelo hidráulico de inundação (Abdullah *et al.*, 2009).

De acordo com Briese (2010) os vários tipos de filtros podem ser classificados em quatro categorias: morfológicos, densificação progressiva, baseados em superfícies, e baseados em segmentação. Os algoritmos dos filtros por densificação progressiva começam com uma pequena amostra da nuvem de pontos inicial (previamente classificados como pontos terreno) e depois continuam por adição sucessiva de pontos interactivamente de forma a classificar todo o conjunto de dados (Briese, 2010; Meng *et al.*, 2010). Neste estudo é utilizado um método desta categoria como é a densificação progressiva da Rede Irregular Triangulada ou *Triangulated Irregular Network* (TIN), desenvolvido por Axelsson (2000), que permite classificar os pontos em duas categorias: pontos terreno e pontos não-terreno.

O pressuposto básico do método de Axelsson (2000) é que o relevo pode ser localmente e globalmente aproximada por faces triangulares. Os principais parâmetros do filtro são: o tamanho inicial da janela utilizado para seleccionar os pontos iniciais (tamanho da maior estrutura); declive do terreno; limiar de altura que corresponde à distância máxima entre o ponto candidato e o plano do triângulo; e o limiar do ângulo que corresponde ao ângulo máximo entre um ponto, na sua projecção no plano do triângulo e o vértice mais próximo no triângulo.

O processo de filtragem envolve três etapas principais: a estimativa dos parâmetros, selecção de pontos terreno iniciais, e o adensamento da TIN. O algoritmo começa por seleccionar um conjunto de pontos iniciais, considerados terreno e escolhidos como os pontos que apresentam altitude mínima dentro de uma determinada vizinhança, com os quais é construída uma TIN. Iterativamente, mais pontos terreno são identificados e, em seguida, adicionados à TIN. Em cada iteração os pontos adicionados à TIN satisfazem determinados critérios em relação ao triângulo da TIN onde estão contidos. Os critérios são que o ângulo que o ponto faz com o plano do triângulo deve estar abaixo de um determinado limiar, e o ponto deve estar a uma distância mínima do vértice do triângulo mais próximo. No fim de cada iteração, a TIN e os dados dos limiares são recalculados. O processo iterativo termina quando mais nenhum ponto for classificado como pertencente ao terreno.

Para avaliar o desempenho dos vários filtros desenvolvidos, a *International Society for Photogrammetry and Remote Sensing* (ISPRS) iniciou em 2002 um estudo para comparação experimental das diferentes abordagens de filtragem. Os principais objectivos do estudo foram os seguintes (Sithole e Vosselman, 2004): determinar o desempenho comparativo dos filtros existentes; e determinar a sensibilidade de algoritmos de filtragem com diversas densidades de pontos. A filtragem e o controle de qualidade representam cerca de 60 a 80% do tempo total de processamento, o que mostra a necessidade de investigação nesta área (Schumann *et al.*, 2008). No futuro, os estudos de filtragem de dados LiDAR devem procurar o desenvolvimento de métodos que resolvam as dificuldades que os algoritmos continuam a ter para realizar bem a filtragem em diferentes tipos de superfície terrestres. Assim, os esforços devem ser nas regiões acidentadas ou com declive descontínuo, regiões de floresta densa que reduzem a penetração dos feixes do laser, e nas regiões com vegetação rasteira que é muitas vezes ignorada por muitos filtros (Meng *et al.*, 2010)

#### 2.5.4 Resolução espacial

A resolução espacial num MDT em formato de grelha refere-se ao espaçamento entre dois pontos da grelha do MDT. A escolha da resolução espacial é o problema central da criação do MDT e da análise espacial de dados *raster*. A ideia geral é obter uma descrição adequada da superfície terrestre com uma quantidade mínima de pontos do MDT ou com um espaçamento entre pontos tão grande quanto possível, assegurando uma exactidão conforme os objectivos específicos propostos (Gao, 1997). Um MDT de alta resolução pode resultar na representação de uma superfície terrestre que é muito mais detalhada do que aquilo que é relevante para o processo que está a ser modelado (Ziadat, 2007), implicando tempos de computação desnecessários.

A dimensão óptima para um espaçamento entre pontos do MDT é, portanto, um compromisso entre a exactidão na representação do terreno e a relação custo-benefício (Hengl *et al.*, 2004). O espaçamento adequado depende da densidade dos dados disponíveis (McCullagh, 1988; Hu, 2003), da complexidade do terreno (Gao, 1997; Hengl *et al.*, 2004; Hengl, 2006), e das aplicações (Barber e Shortridge, 2005; Ziadat, 2007). Não é adequado gerar um MDT de alta resolução com um conjunto escasso de dados do terreno, pois qualquer superfície gerada, nestas condições, é mais provável que

represente a forma do interpolador utilizado do que a superfície terrestre (Florinsky, 2002; Albani *et al.*, 2004). Assim, a densidade dos dados limita a resolução do MDT (Florinsky, 1998). Por outro lado, gerar um MDT de baixa resolução a partir de dados de terreno de alta densidade desvaloriza a exactidão dos dados originais. McCullagh (1988) sugeriu que o espaçamento deve ser equivalente ao número de pontos do terreno obtidos na área coberta. O espaçamento (S) dos pontos na grelha pode ser estimado através da equação 2.16 (Hu, 2003):

$$S = \sqrt{\frac{A}{n_t}} \quad 2.16$$

onde:

$n_t$  - número de pontos do terreno;  
A - área coberta.

O tamanho otimizado do espaçamento é o que reflecte a variação da superfície do terreno e é capaz de representar a maioria das características do terreno (Kienzle, 2004; Hengl, 2006). Hengl (2006) apresentou uma proposta para determinar o espaçamento em função da complexidade do terreno, na qual o seu valor deve ser pelo menos metade do espaçamento médio entre os pontos de inflexão, e expressa-se através da equação 2.17:

$$S = \sqrt{\frac{L}{2N_p}} \quad 2.17$$

onde:

L - comprimento de um transepto;  
 $N_p$  - número de pontos de inflexão observados.

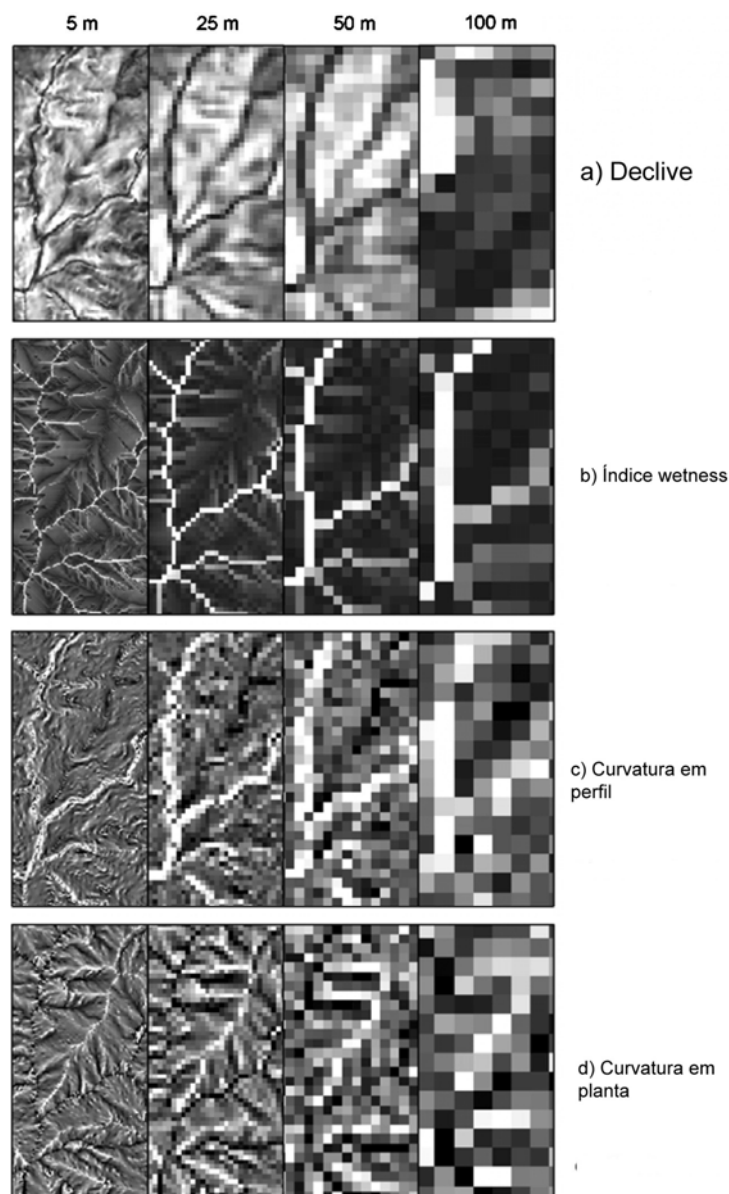
A selecção da resolução adequada para o MDT depende, também, do tipo de aplicações, por isso é necessário estudar o efeito de diferentes resoluções sobre a exactidão dos modelos para uma aplicação específica (Hengl, 2006; Evans, 2012; Sailer *et al.*, 2014). Os MDT de alta resolução podem melhorar significativamente a capacidade de prever as características do terreno. No entanto, a escolha da resolução dos dados de entrada do MDT para a modelação de processos baseados na superfície terrestre depende dos resultados pretendidos (Chaubey *et al.*, 2005).

Os dados utilizados na criação do MDT são muitas vezes sobre-amostrados em áreas de baixo relevo e sub-amostrados em áreas de elevado relevo (Hengl *et al.*, 2004). Além disso, os espaçamentos com valores fixos podem não ser adaptados à complexidade do relevo, podendo-se assim perder alguns pontos característicos, tais como picos e vales (El-Sheimy *et al.*, 2005), e as características lineares, como as linhas de rotura. Uma forma de melhorar o detalhe da representação da superfície terrestre é aumentar a densidade de pontos da amostra e diminuir o valor do espaçamento entre os pontos da grelha. Isto levará à redundância de pontos da amostra e ao aumento dos dados para processamento.

Na modelação hidráulica de inundações em zonas urbanas é necessário ter em consideração os efeitos das relações entre o tempo de computação, a resolução espacial e a exactidão. Os MDT com elevada resolução espacial, implicam uma grande quantidade de células na grelha e, como tal, exigem um grande número de cálculos para cada célula e por passo de cálculo. Para reduzir a complexidade de cálculo pode-se reduzir o número de células da grelha e consequentemente as

necessidades computacionais. No entanto, procura-se também obter exactidão nos resultados da modelação hidráulica e, por isso, os autores têm procurado a resolução espacial óptima para a modelação hidráulica de inundações. Por exemplo Haile e Rientjes (2005), e salvaguardando a época em que este estudo foi realizado, mostraram que o tempo computacional em simulações, com baixa e alta resolução espacial, variou de algumas horas a 13 dias, respectivamente.

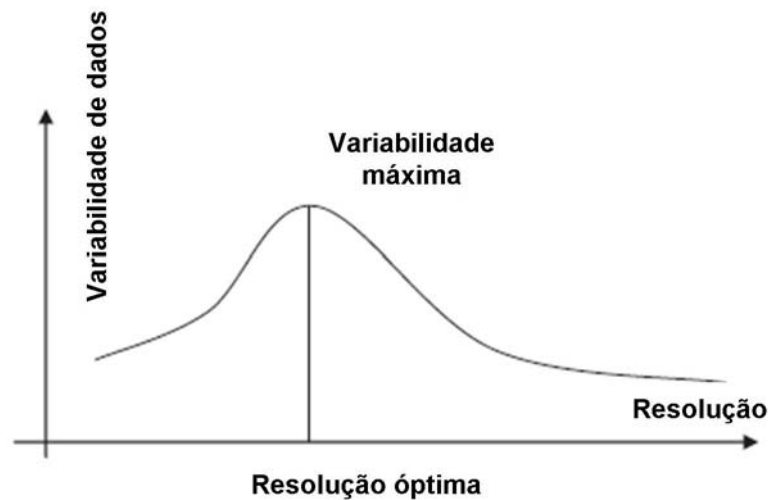
O efeito da variação da resolução nos produtos derivados do MDT tais como: o declive, a curvatura em planta, a curvatura em perfil, a orientação de encostas e o índice topográfico são apresentados na Figura 2.3.



**Figura 2.3** - Padrões de distribuição de parâmetros da superfície do terreno obtidos para diferentes resoluções espaciais, adaptado de (Deng *et al.*, 2007)

Zhilin (2008) considera que para encontrar matematicamente a escala ideal (resolução) para uma determinada aplicação deve ser utilizado o método da variância local. Numa primeira fase do procedimento, representa-se a variância local como uma função da resolução espacial. A variação local é definida como a média das variâncias numa janela que passa sobre toda a área. Se a

resolução espacial é consideravelmente mais fina do que os objectos na zona, a maioria das medições serão altamente correlacionada com os seus vizinhos e a variância será reduzida. Se o tamanho aproximado dos objectos está próximo da resolução, os valores tendem a ser diferentes e portanto a variância local aumenta. Numa segunda fase encontra-se a resolução correspondente à variância máxima que é considerada a resolução óptima. A variabilidade dos dados pode ser representada em função da resolução, de acordo com a Figura 2.4.



**Figura 2.4** - Determinação da resolução óptima e função da variabilidade de dados, adaptado de Zhilin (2008).

A modelação do escoamento da água sobre a superfície do terreno, em zonas urbanas, necessita de uma resolução que represente os caminhos complexos do escoamento em torno dos edifícios, os efeitos topográficos e de bloqueio à micro-escala e ainda de modelos numéricos capazes de lidar com a velocidade de escoamento elevada em águas pouco profundas. São necessários dados da superfície do terreno com uma resolução espacial de 1-5m (Hunter *et al.*, 2008). O processamento computacional de modelos hidráulicos com estas resoluções espaciais é demorado, e muitas vezes é realizada uma reamostragem dos dados para uma resolução espacial que reduza o tempo computacional. A generalização dos MDS em zonas urbanas provoca mudanças significativas na topologia devido à perda das características dominantes. A presença de objectos significativos (casas, muros, etc) na zona inundável é importante, porque influencia o volume de água na zona inundada e a direcção do escoamento (Yu e Lane, 2006).

Syme (2008) estudou o efeito do tamanho das células na representação do escoamento superficial. O escoamento superficial resultante de uma cheia num rio foi modelado com a resolução espacial de 5m, 10m, e 20m. A análise deste caso de estudo, permite verificar que o escoamento superficial é muito condicionado pelo detalhe dos objectos presentes na resolução espacial de 5m e que a eliminação ou redução destes objectos como resultado da alteração de escala / resolução provoca mudanças significativas nas direcções do escoamento (Figura 2.5). Para modelar as inundações em zonas urbanas utilizando uma resolução grosseira é necessário representar com detalhe os objectos que condicionam o escoamento presentes em cada célula.



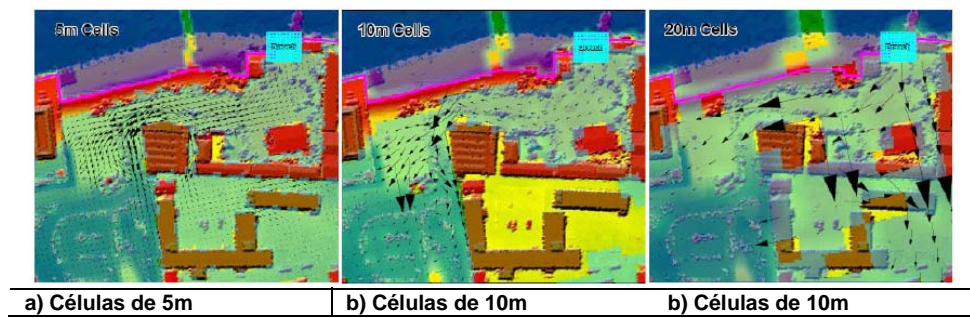


Figura 2.5 - Efeito da resolução espacial no escoamento na envolvente dos edifícios, adaptado de Syme (2008).

A influência do edifício numa célula de maior dimensão pode ser indicada através do aumento do valor do coeficiente de resistência. No entanto, o *up-scaling* do coeficiente de resistência pode reduzir o escoamento nas células da grelha, mas não reconhece completamente a natureza topográfica da estrutura (Yu e Lane, 2006). A Figura 2.6 mostra a percentagem de sobre-estimação da extensão de inundação, comparando os resultados da modelação hidráulica de inundação com uma resolução espacial de 4m, num teste de 60h, em relação às simulações em que existiu alteração do coeficiente de resistência.

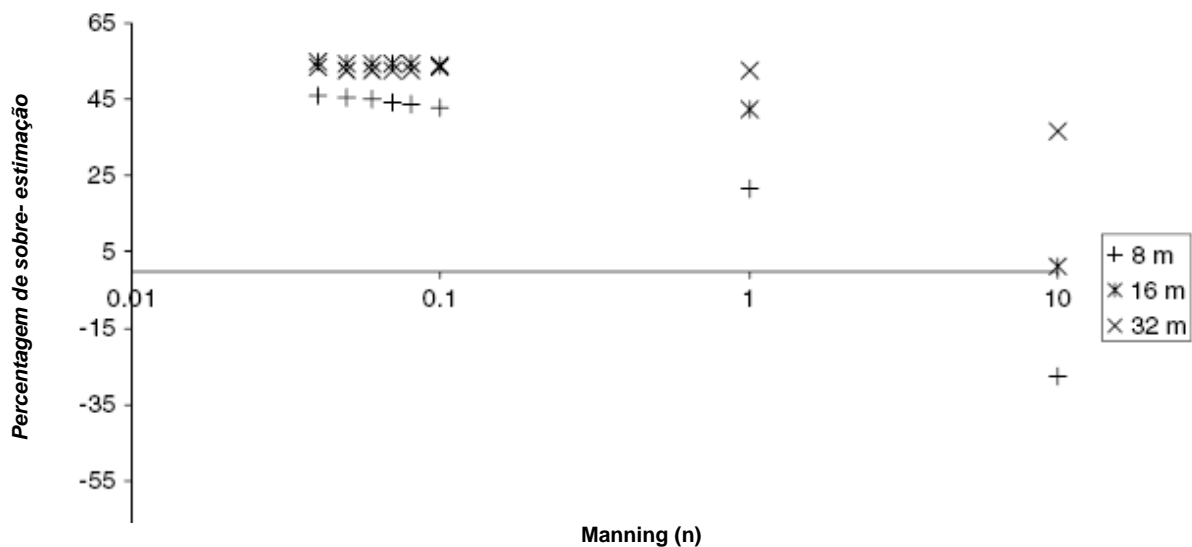


Figura 2.6 - Relação entre o coeficiente de resistência e a percentagem de sobre-estimação da extensão de inundação, adaptado de Yu e Lane (2006).

Nas resoluções espaciais mais grosseiras, foi verificado um aumento da sobre-estimação da extensão da inundação e que é necessário um grande aumento do coeficiente resistência de Manning, para valores fora do intervalo fisicamente aceitável, de forma a reduzir a extensão de inundação para áreas aproximadamente iguais à resolução espacial de 4m. Yu e Lane (2006) concluíram que a alteração dos coeficientes de resistência, para compensar as resoluções espaciais grosseiras é limitada pelo grau de rugosidade das células do *raster*. Quanto menor a resolução espacial, menor é a influência do coeficiente de resistência no ajustamento dos resultados da modelação hidráulica de inundação. A remoção completa dos edifícios resulta num aumento da

estimativa da área inundada estimada, e a generalização da superfície do terreno e dos edifícios provoca alterações do escoamento superficial, por isso é necessário encontrar um compromisso.

### 2.5.5 Interpolação espacial

Nos métodos de construção de modelos digitais do terreno intervêm, de algum modo, a propagação da altitude conhecida num dado conjunto de pontos para quaisquer outros pontos da região a integrar no modelo (Matos, 2008). Essa propagação é efectuada utilizando métodos de interpolação, que constituem um procedimento de estimação do valor de um atributo em locais não amostrados a partir de pontos amostrados na mesma área ou região. A interpolação espacial é um conjunto de técnicas e operações destinadas a deduzir a geometria de uma superfície através de uma amostragem de dados pontuais (Burrough e McDonnell, 1998).

A interpolação torna-se necessária sempre que ocorre uma das seguintes situações (Burrough e McDonnell, 1998): uma superfície apresenta uma resolução espacial diferente do pretendido; uma superfície contínua é expressa por um formato de dados diferente do requerido ou uma informação disponível é recolhida por amostragem e conseqüentemente não cobre todo o domínio espacial de interesse. Existem vários métodos de interpolação espacial disponíveis, contudo, é necessário identificar qual o mais adequado para a modelação da altitude do terreno a partir de dados LIDAR. Em particular, para a superfície em zona urbana, onde existem frequentes discontinuidades, é preferível a utilização de um interpolador local ou uma função de ajustamento em vez de um interpolador global, porque permite manter, tanto quanto possível, a complexidade local da superfície.

Através da utilização de um método apropriado de interpolação, pode ser gerado a partir de dados LiDAR um MDT de alta resolução e exactidão. No entanto, porque é impraticável a aquisição dos dados com uma densidade variável de acordo com o tipo de terreno durante uma missão de recolha de dados LiDAR, geralmente, é inevitável sobre-amostragem em algumas áreas com maior homogeneidade. Como resultado, o armazenamento de dados e o tempo de processamento são elevados, sendo por isso necessário utilizar estratégias para lidar com grandes volumes de dados tendo em consideração a eficiência computacional (Mongus e Žalik, 2011) e sem descuidar a exactidão (Kidner e Smith, 2003). A redução de dados permite obter um conjunto de dados que é adequado à representação da superfície do terreno e mais flexível operacionalmente na criação do MDT (Anderson *et al.*, 2006).

Existem várias formas de classificar os métodos de interpolação espacial (Akkala *et al.*, 2010):

1. Determinísticos vs. Probabilísticos;
2. Globais vs. Locais;
3. Exactos vs. Aproximados;
4. Graduais vs. Abruptos.

Os métodos determinísticos são baseados directamente nos valores medidos na vizinhança e/ou fórmulas matemáticas aplicadas a estes mesmos valores, e não utilizam a teoria das probabilidades. Os métodos determinísticos ajustam a superfície ao conjunto de valores, tendo em consideração que o que está mais próximo deve ser mais semelhante do que o que está mais distante, mas não tem em consideração a correlação espacial entre os valores e as características da distribuição espacial dos valores (Matos, 2008). Os métodos probabilísticos utilizam funções aleatórias e é avaliada a autocorrelação espacial dos valores pontuais, para modelar a variabilidade espacial (Matos, 2008). A natureza determinística ou estocástica depende das leis que regem as variáveis envolvidas no processo (Nicolau, 2002). Se estas têm um comportamento que é descrito por leis probabilísticas, o processo será estocástico.

A interpolação pode ser desenvolvida globalmente, utilizando a totalidade de observações disponíveis para o domínio espacial de interesse no cálculo de cada estimativa, ou localmente, recorrendo apenas às observações que se encontram numa vizinhança em torno da posição geográfica para a qual se pretenda produzir uma estimativa (Akkala *et al.*, 2010). Os métodos que operam localmente baseiam-se no pressuposto de que cada registo só influencia a superfície de interpolação até certa distância em redor da sua localização (Mitáš e Mitášová, 1988). A sua utilização requer a definição de uma vizinhança (tamanho, forma e orientação). Os interpoladores locais aplicam os algoritmos repetidamente a subconjuntos de pontos.

Os interpoladores exactos respeitam os valores da amostra sobre a qual o modelo é baseado, pelo que a superfície passa através de todos os pontos da amostra (Akkala *et al.*, 2010). Os interpoladores aproximados baseiam-se no princípio de que, em muitas amostras, existem tendências globais, com variações suaves, e simultaneamente flutuações locais, que variam rapidamente (Akkala *et al.*, 2010).

Os interpoladores espaciais produzem superfícies do terreno que variam de forma gradual ou abrupta, e.g. representam a superfície de forma contínua ou discreta. Os interpoladores graduais produzem superfícies suaves e são adequados para interpolação de dados com reduzida variação local, enquanto os interpoladores abruptos são adequados a uma variabilidade local elevada ou dados com descontinuidades.

Neste trabalho, o método de interpolação considerado mais adequado para a criação do MDT é obtido pelo estudo dos seguintes interpoladores (Anexo I): *Triangulated Irregular Network* (TIN), *Inverse Distance Weighted* (IDW), *Natural Neighbor* (NN), e dois tipos de *Spline*, regularizada (SR) e tensão (ST). Não foram utilizados os métodos de interpolação probabilísticos, como é a krigagem, por serem pouco adequados para representar a superfície do terreno devido à tendência para a sua suavização (Hengl e Reuter, 2008).

A exactidão do MDT está relacionada com a precisão das medições, a sua densidade e com o algoritmo de interpolação. Para avaliar a adequação do método de interpolação às medições, Erdogan (2009) propõe três procedimentos: Validação *split-sample*, Validação cruzada, e o Método Jackknife.

### **Validação *split-sample***

Declercq (1996) refere que a utilização da validação por *split-sample* permite avaliar a estabilidade do algoritmo de interpolação. Esta técnica pode ser utilizada para avaliar como os métodos se comportam fornecendo um muito reduzido número de dados. Neste processo, alguns dos valores da amostra são excluídos, é efectuada a interpolação espacial, e posteriormente é calculada a diferença entre o previsto e os valores dos dados brutos, para cada ponto da amostra excluído. Esta diferença é então utilizada como uma medida de avaliação de desempenho do algoritmo de interpolação. Este método foi utilizado também por Desmet (1997) num estudo que discute os efeitos dos erros de interpolação no MDT.

A vantagem desta técnica é aumentada quando é utilizada de forma iterativa, onde o número de pontos excluídos é aumentado progressivamente e as respectivas diferenças são calculadas. Isto pode dar informações úteis sobre a estabilidade do algoritmo, e sua capacidade de lidar com diferentes densidades de pontos de entrada. Na modelação dos dados LiDAR é importante perceber como as diferenças na densidade de pontos podem afectar o modelo da superfície. As variações de densidade podem surgir durante a fase de levantamento de dados, onde pode haver uma menor densidade ou a ausência de pontos.

O método *split-sample* foi utilizado por Lloyd e Atkinson (2002), com amostras de 95%, 50% e 25% dos pontos originais para medir os efeitos de interpolação espacial nos MDT em zona rural. A metodologia descrita por Lloyd e Atkinson (2002) é seguida no estudo de Smith *et al.*(2005), onde foram utilizadas as mesmas proporções dos dados excluídos para comparar os métodos de interpolação espacial. As diferenças entre o previsto e os valores estimados, erro do modelo ( $e(x)$ ), foram calculados para a superfície com diferentes resoluções espaciais, através da equação 2.18:

$$e(x) = z(x) - z^*(x) \quad 2.18$$

onde:

$z(x)$  - valor de dados no local  $x$ ;  
 $z^*(x)$  - valor estimado no local  $x$ .

A validação *split-sample* pode dar uma indicação dos valores e dos padrões de erros que são criados pelos algoritmos de interpolação, contudo não pode ser utilizada para quantificar o erro do modelo com toda a certeza. O erro do modelo computacional será diferente em função dos pontos que são excluídos aleatoriamente (Lloyd e Atkinson, 2002).

### **Validação cruzada**

A validação cruzada é um procedimento um pouco semelhante à validação *split-sample* porque em ambos os métodos existe uma divisão do conjunto de dados, e ambos utilizam um conjunto para prever a superfície do terreno, e o outro para testar essa mesma superfície. No entanto, a validação cruzada é diferente do método *split-sample* na medida em que é um processo iterativo. É mais frequentemente utilizado como um método exploratório para encontrar o modelo mais adequado entre um número de candidatos (Davis, 1987), mas também tem sido utilizado para comparação de

algoritmos de interpolação na criação de MDT (Erdogan, 2009) de forma a compreender melhor os métodos utilizando os dados disponíveis.

A forma mais comum de validação cruzada, resulta na remoção de um ponto de cada vez do conjunto de dados utilizados no processo de interpolação. A superfície interpolada serve para prever o valor do ponto excluído, sendo então calculada a diferença entre o valor estimado para o ponto excluído e o valor real do ponto excluído. Nesta forma de validação cruzada, apenas um valor é excluído de cada vez, e todo o processo é repetido até que todos os pontos do conjunto de dados sejam excluídos.

### **Método Jackknife**

O método Jackknife é outro processo para criar subconjuntos de dados e tem algumas semelhanças com o método de validação cruzada. O método Jackknife é utilizado para estimar o viés ou “bias” e o erro padrão. Originalmente, o método Jackknife foi utilizado para reduzir o viés (Davis, 1987). No entanto, é utilizado para obter conclusões sobre a sensibilidade do estimador às observações individuais e, assim, apresentar uma indicação da estabilidade do método de interpolação. O método Jackknife pode ser resumido da seguinte forma (Tomczak, 1998):

1. Remover uma observação a partir dos dados originais;
2. Calcular o valor da estatística de interesse utilizando os restantes pontos de amostragem ( $T^{(i-1)}$ );
3. Repetir até que todos os valores sejam excluídos desta forma;
4. Calcular a estimativa Jackknife do viés ( $Bias_{Jack}$ ) para cada método de interpolação;
5. Calcular a estimativa Jackknife.

A estimativa da estatística Jackknife ( $T$ ), que é calculada utilizando a amostra reduzida, é dada através das equações 2.19 e 2.20.

$$\widehat{Bias}_{Jack}(T) = (n-1)(\overline{T^{(j)}} - T) \quad 2.19$$

$$\overline{T^{(j)}} = \frac{\sum_{i=1}^n T^{(-i)}}{n} \quad 2.20$$

$\overline{T^{(j)}}$  é a média das repetições da estatística Jackknife ( $T$ ). A estimativa Jackknife, para cada superfície é calculada através da equação 2.21.

$$\widehat{SE}_{Jack}(T) = \left[ \frac{n-1}{n} \sum_{i=1}^n (T^{(-i)} - \overline{T^{(j)}})^2 \right]^{1/2} \quad 2.21$$

A RQEMQ da altitude é o método mais utilizado para avaliação do desempenho global do interpolador espacial num MDT (Aguilar *et al.*, 2005). Um valor reduzido de RQEMQ indica que o interpolador é capaz de produzir estimativas fiáveis para as regiões não amostradas.

Embora existam diferenças entre os métodos de interpolação, verifica-se que não existe uma metodologia óptima, e por isso, a decisão final sobre o algoritmo de interpolação, resolução espacial, e método de filtragem deve ser orientada para as exigências da aplicação para o qual o MDT se destina (Smith *et al.*, 2005). No entanto, para se tomar uma decisão informada sobre o interpolador espacial, os utilizadores devem ter acesso às informações da qualidade do MDT.

## 3 MODELO LISFLOOD-FP

### 3.1 Considerações gerais

De acordo com a organização deste trabalho, no presente capítulo será abordada a modelação hidráulica de inundações com o modelo LISFLOOD-FP. Assim, será apresentada informação sobre: as características do modelo LISFLOOD-FP, a representação da propagação da onda de cheia no leito do canal e na zona de inundação, a forma como o modelo combina o escoamento entre estas duas zonas, os dados de entrada e os resultados do modelo, e a apresentação dos principais casos de aplicação do modelo.

### 3.2 Descrição do modelo

O modelo hidráulico de inundação LISFLOOD-FP integra o conjunto de modelos LISFLOOD (De Roo *et al.*, 2000a; De Roo *et al.*, 2000c), que, para além deste, inclui um modelo hidrológico à escala da bacia hidrográfica (LISFLOOD-WB) e um modelo de estimativa de inundações (LISFLOOD-FF). O modelo LISFLOOD-FP resultou do trabalho conjunto da Universidade de Bristol e do Centro Associado de Investigação da União Europeia para aproveitar novas fontes de dados para a modelação hidráulica de inundações (Bates e Roo, 2000).

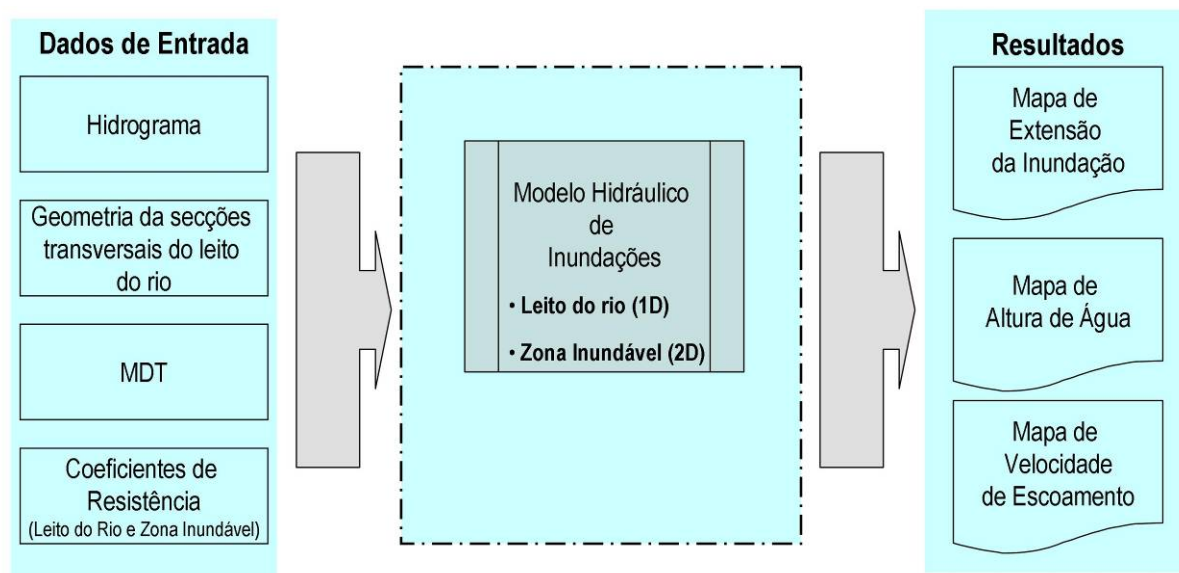
O modelo LISFLOOD-FP é um modelo hidráulico de inundação *raster* 1D/2D que foi desenvolvido por Bates e Roo (2000) e incorporou, ao longo do tempo, várias modificações no seu código (Horritt e Bates, 2001a; Horritt e Bates, 2001b; Hunter *et al.*, 2005a; Trigg *et al.*, 2009; Bates *et al.*, 2010). O modelo baseia-se numa representação 1D do escoamento no leito do canal, acoplada a uma representação 2D do escoamento na zona inundável (Bates e Roo, 2000). No desenvolvimento do modelo foram considerados como objectivos a integração de dados topográficos de elevada resolução espacial e a simplificação hidráulica da propagação, na zona inundável, da onda de cheia (Bates e Roo, 2000). O MDT é o elemento principal do LISFLOOD-FP, devido à importância da topografia na modelação hidráulica de inundações (Bates e De Roo, 2000).

O modelo LISFLOOD-FP apresenta vários métodos numéricos para simular a propagação da onda de cheia ao longo do canal e na zona inundável, utilizando simplificações das equações de Saint-Venant (Bates e Roo, 2000; Horritt e Bates, 2001a; Horritt e Bates, 2001b; Hunter *et al.*, 2005a; Trigg *et al.*, 2009; Bates *et al.*, 2010). A simplificação da formulação matemática do modelo hidráulico de inundação permite trabalhar com um número elevado de células na grelha, sem aumentar excessivamente o custo computacional (Horritt e Bates, 2001b).

Uma vantagem do modelo LISFLOOD-FP em relação a outros modelos de inundação é a sua eficiência computacional, pois apresenta um tempo de simulação até 40 vezes inferior (Bates e Roo, 2000). Verificou-se ainda que modelos mais simples, como o LISFLOOD-FP, são capazes de produzir

resultados equivalentes aos obtidos pelos modelos mais complexos (Horritt e Bates, 2001b; Hunter *et al.*, 2008).

O modelo LISFLOOD-FP é capaz de calcular a extensão da zona da inundável, a altura de água e a velocidade de escoamento, que são resultados necessários à estimativa do perigo de inundação. O funcionamento do modelo LISFLOOD-FP é descrito na Figura 3.1.



**Figura 3.1** - Esquema de cálculo do modelo LISFLOOD-FP.

A escolha do modelo LISFLOOD-FP para estudar o perigo de inundação é baseada nos seguintes aspectos:

1. No desenvolvimento do modelo LISFLOOD-FP foi prevista a utilização de dados com relativamente elevada resolução espacial para representar a superfície do terreno (Bates e Roo, 2000) como é o caso do LiDAR;
2. É um modelo adequado para modelação de inundações urbanas (Fewtrell *et al.*, 2008; Hunter *et al.*, 2008) e inundações fluviais (Bates e Roo, 2000; Di Baldassarre *et al.*, 2009; Trigg *et al.*, 2009; Fewtrell *et al.*, 2011b; Neal *et al.*, 2011);
3. Combina os modelos 1D no leito do canal e 2D na zona inundação para simular o escoamento;
4. A maior eficiência computacional quando comparado com outros modelos 2D;
5. O modelo LISFLOOD-FP tem mostrado um bom desempenho quando comparado com modelos 1D e 2D (Horritt e Bates, 2001b; Horritt e Bates, 2002; Hunter *et al.*, 2008);
6. Disponibilidade de cedência do modelo pela equipa que desenvolveu o modelo na Universidade de Bristol;
7. Número de estudos de modelação hidráulica de inundações com utilização do modelo LISFLOOD-FP e respectivas publicações científicas (3.8).



### 3.3 Escoamento no leito do canal

Na modelação do escoamento na linha de água principal são aplicadas as equações de Saint-Venant com simplificações, e podem ser utilizadas as seguintes formulações matemáticas: modelo de onda cinemática (2.4.3.2) ou modelo de onda difusiva (2.4.3.3).

O escoamento no leito do canal é calculado através de abordagem 1D que permite a representação a jusante da propagação da onda de cheia e a resposta do escoamento em superfície livre, através da equação equações da continuidade (2.3) e da conservação da quantidade de movimento (2.4).

Neste trabalho foi utilizado o modelo da onda cinemática que é uma simplificação da equação da conservação da quantidade de movimento, em que são desprezados os termos das forças da inércia e de pressão. A resolução da equação da conservação da quantidade de movimento com a equação da continuidade é expressa através da equação 3.1:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \alpha \beta Q^{\beta-1} \frac{\partial Q}{\partial t} - q = 0 \quad 3.1$$

onde:

- Q - caudal [ $L^3 T^{-1}$ ];
- t - variável independente no tempo [T];
- x - variável independente no espaço e na direcção longitudinal [L];
- $\beta$  - factor de correcção [-];
- $\alpha$  - factor dependente da geometria e do coeficiente de resistência do canal [ $L T^{-1}$ ];
- q - caudal lateral [ $L^2 T^{-1}$ ].

A geometria e o coeficiente de resistência do canal ( $\alpha$ ) é expressa através da equação 3.2:

$$\alpha = \left( \frac{n P^{2/3}}{1,49 S_0^{1/2}} \right)^{3/5} \quad 3.2$$

onde:

- n - coeficiente de resistência de Manning [ $L^{-1/3} T$ ];
- P - perímetro molhado [L];
- $S_0$  - declive longitudinal do canal [-].

O perímetro molhado é obtido considerando um canal rectangular. O declive do canal é calculado para montante e considera-se positivo.

A formulação matemática da onda cinemática, para calcular o escoamento distribuído ao longo do canal, resolve numericamente as equações de Saint-Venant. É aplicado um incremento no tempo e na distância ao longo do canal para calcular o valor desconhecido ( $i + 1, j + 1$ ). O métodos numérico para a resolução de equações diferenciais parciais por diferenças finitas operam numa grelha, cujos nós representam pontos discretos no contínuo espaço-tempo.

O método das diferenças finitas pode ser explícito ou implícito, onde os valores desconhecidos para um passo de cálculo são resolvidos de modo sequencial ou simultaneamente, respectivamente. Embora simples, o método explícito pode provocar instabilidade de cálculo, por isso, não é adequado para calcular o escoamento ao longo do canal num longo período de tempo de inundação.

No modelo LISFLOOD-FP é utilizada a resolução numérica do modelo da onda cinemática pelo método das diferenças finitas através de uma solução linear (Chow *et al.*, 1988). Na secção de montante do canal existe uma condição de fronteira que é o hidrograma, e na direcção de jusante o caudal,  $Q_{i+1,j+1}$ , é calculado através da equação 3.3:

$$Q_{i+1,j+1} = \frac{\left[ \frac{\Delta t}{\Delta x} Q_{i,j+1} + \alpha \beta Q_{i+1,j} \left( \frac{Q_{i+1,j} + Q_{i,j+1}}{2} \right)^{\beta-1} + \Delta t \left( \frac{q_{i+1,j+1} + q_{i+1,j}}{2} \right) \right]}{\frac{\Delta t}{\Delta x} + \alpha \beta \left( \frac{Q_{i+1,j} + Q_{i,j+1}}{2} \right)^{\beta-1}} \quad 3.3$$

onde:

- Q - caudal [ $L^3T^{-1}$ ];
- t - variável independente no tempo [T];
- x - variável independente no espaço e na direcção longitudinal [L];
- $\beta$  - factor de correcção [-];
- $\alpha$  - factor dependente da geometria e coeficiente de resistência do canal [ $LT^{-1}$ ];
- i - célula do canal;
- j - passo de cálculo utilizado.

O caudal é calculado para o elemento desconhecido a jusante, no passo de cálculo  $(i + 1, j + 1)$ , com base nos valores conhecidos do hidrograma de montante e nos cálculos anteriores para o elemento a jusante no passo de cálculo anterior  $(i + 1, j)$  e no elemento actual do canal para o passo de cálculo actual  $(i, j + 1)$ .

Para criar um método linear para a onda cinemática, os valores de caudal utilizados no termo  $\alpha\beta Q^{\beta-1}$  da equação 3.1 são a média dos valores conhecidos de  $Q_{i+1,j}$  (passo de cálculo anterior, elemento do canal a jusante) e  $Q_{i,j+1}$  (passo de cálculo actual, elemento actual do canal), de acordo com a equação 3.4.

$$Q = \frac{Q_{i+1,j} + Q_{i,j+1}}{2} \quad 3.4$$

Da mesma forma, o caudal lateral  $q$  é a média de  $q_{i+1,j+1}$  (passo de cálculo actual, elemento do canal a jusante) e  $q_{i+1,j}$  (passo de cálculo anterior, elemento do canal a jusante), expresso pela equação 3.5.

$$q = \frac{q_{i+1,j+1} + q_{i+1,j}}{2} \quad 3.5$$

### 3.4 Escoamento na zona de inundação

O escoamento, na zona inundável, é calculado com base na equação da continuidade e na equação da conservação da quantidade de movimento, discretizado sobre uma grelha que permite a representação em 2D. O caudal entre duas células na zona inundável é função da diferença de altura da superfície livre entre as células (Estrela e Quintas, 1994), de acordo com as equações 3.6 e 3.7:

$$\frac{dh^{i,j}}{dt} = \frac{Q_x^{j-1,j} - Q_x^{i,j} + Q_y^{i,j-1} - Q_y^{i,j}}{\Delta x \Delta y} \quad 3.6$$

$$Q_x^{i,j} = \frac{h_{flow}^{5/3}}{n} \left( \frac{h^{i-1,j} - h^{i,j}}{\Delta x} \right)^{1/2} \Delta y \quad 3.7$$

onde:

- $h^{i,j}$  - altura da superfície livre no nó (i, j) [L];
- t - variável independente tempo [T];
- $Q_x$  e  $Q_y$  - caudal entre células na zona inundável [ $L^3 T^{-1}$ ];
- $\Delta x$  e  $\Delta y$  - dimensão da célula [L];
- $h_{flow}$  - profundidade do escoamento [L];
- n - coeficiente de resistência na zona inundável [ $L^{-1/3} T$ ].

O escoamento na zona de inundação   baseado na equa o da continuidade (2.3), em que a mudança no volume de armazenamento de uma célula, ao longo do tempo,   igual ao balanço de massa do caudal afluente e efluente, durante o passo de cálculo (Bates e Roo, 2000), e expressa-se através da equa o 3.8:

$$\frac{dV}{dt} = Q_{up} + Q_{down} + Q_{left} + Q_{right} \quad 3.8$$

onde:

- V - volume de água numa célula [ $L^3$ ];
- t - variável independente no tempo [T];
- $Q_{up}$ ,  $Q_{down}$ ,  $Q_{left}$  e  $Q_{right}$  - caudais em cada direc o da célula [ $L^3 T^{-1}$ ].

O escoamento   calculado com base na altura de água acima da superfície do solo e no coeficiente de resistência de Manning, pela aplica o da equa o de Manning (3.9):

$$Q_{i,j} = \frac{A_{i,j} R_{i,j}^{2/3} S_{i,j}^{1/2}}{n} \quad 3.9$$

onde:

- $Q_{i,j}$  - escoamento entre duas células i e j [ $L^3 T^{-1}$ ];
- $A_{i,j}$  - área da sec o transversal [ $L^2$ ];
- $R_{i,j}$  - raio hidráulico [L];
- $S_{i,j}$  - declive da superfície livre entre as duas células [-];
- n - coeficiente de resistência de Manning [ $L^{-1/3} T$ ].

A  rea transversal,  $A_{i,j}$ , foi definida por Horritt e Bates (2001b) e expressa pela equa o 3.10:

$$A_{i,j} = \left( |h_{i,j}|_{max} - |z_{i,j}|_{max} \right) \Delta x \quad 3.10$$

onde:

- $|h_{i,j}|_{max}$  - altura máxima da superfície da água (altura do leito do canal, mais a profundidade da  gua) [L];
- $|z_{i,j}|_{max}$  - altura máxima do leito entre as células i e j [L].

A  rea da sec o transversal   dividida pelo perímetro molhado para obter o raio hidráulico,  $R_{i,j}$  (3.11).

$$R_{i,j} = \frac{\left( |h_{i,j}|_{\max} - |z_{i,j}|_{\max} \right) \Delta x}{\Delta x + 2 \left( |h_{i,j}|_{\max} - |z_{i,j}|_{\max} \right)} \quad 3.11$$

Finalmente, o declive do terreno,  $S_{i,j}$ , é calculado sobre a superfície livre da água, através da equação 3.12.

$$S_{i,j} = \frac{h_i - h_j}{\Delta x} \quad 3.12$$

Para evitar que mais água do que aquela que está contida numa célula possa sair, os fluxos efluentes são afectados de um coeficiente adimensional,  $c$  (Bates e Roo, 2000), expresso pela equação 3.13:

$$c = \frac{V_t}{\left( Q_{up} + Q_{down} + Q_{left} + Q_{right} \right) \Delta t} \quad 3.13$$

onde:

$V_t$  - volume de água numa célula no tempo  $t$  [ $L^3$ ];  
 $\Delta t$  - passo de cálculo do modelo [T].

As propriedades podem ser definidas para cada célula da zona de inundação, permitindo ao modelo caracterizar espacialmente a bacia hidrográfica onde foi aplicado. O valor do coeficiente de resistência de Manning pode variar de acordo com a tipologia de ocupação do solo na zona inundável. A selecção adequada dos coeficientes de resistência é o reconhecimento de que existe uma considerável incerteza e sensibilidade associada a este parâmetro (De Roo *et al.*, 2000a).

A estabilidade da resolução numérica do modelo hidráulico depende da altura de água, dos gradientes de superfície livre, do coeficiente de Manning e do tamanho da célula e, portanto, varia no tempo e no espaço durante uma simulação (Hunter *et al.*, 2005b). O modelo LISFLOOD-FP pode sofrer instabilidade nas zonas de água profunda e pode estar sujeito a oscilações entre as células, como resultado da definição de um passo de cálculo muito grande (Hunter *et al.*, 2005a). Além disso, verificou-se que o modelo LISFLOOD-FP não era sensível à parametrização dos coeficientes de resistência nas zonas de inundação (Horritt e Bates, 2001a; Hunter *et al.*, 2005a), devido ao método numérico utilizado para manter a estabilidade do modelo para passos de cálculo computacionalmente eficientes.

Os desenvolvimentos introduzidos em Hunter *et al.* (2005b) no modelo LISFLOOD-FP possibilitaram encontrar automaticamente o intervalo ideal de passo de cálculo, isto é, suficientemente grande para garantir a eficiência computacional e suficientemente pequeno para garantir a estabilidade numérica.

Este método utiliza a análise das equações de Saint-Venant e a sua analogia com um sistema de difusão para determinar o maior passo de cálculo que seja estável. As equações (3.14 e 3.15) são aplicações das equações da continuidade (2.3) e da conservação da quantidade de movimento (2.4) para duas direcções numa secção de escoamento rectangular, considerando o caudal por unidade de largura da secção de escoamento:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot \mathbf{q} = 0 \quad 3.14$$

$$q_x = \pm \frac{h_{flow}^{5/3}}{n} \left| \frac{\partial h}{\partial x} \right|^{1/2}, \quad q_y = \pm \frac{h_{flow}^{5/3}}{n} \left| \frac{\partial h}{\partial y} \right|^{1/2} \quad 3.15$$

onde:

- $q_x$  e  $q_y$  - componentes do escoamento por unidade de largura [ $L^2 T^{-1}$ ];
- $h_{flow}$  - profundidade do escoamento [L];
- $n$  - coeficiente de resistência de Manning [ $L^{-1/3} T$ ];
- $h$  - altura da superfície livre [L];
- $x$  e  $y$  - dimensão da célula [L].

A equação 3.15 é diferente da definição habitual da equação de Manning em modelos 2D para escoamento em águas pouco profundas, em que os dois componentes estão dissociados, mas foi considerado que tem um efeito desprezável nas estimativas do modelo (Horritt e Bates, 2001a). O sentido do escoamento é determinado de acordo com o gradiente da superfície livre (positivo ou negativo).

Através da combinação das equações 3.14 e 3.15 obtemos a equação 3.16 (Hunter *et al.*, 2005b).

$$\frac{\partial h}{\partial t} - \underbrace{\frac{h_{flow}^{5/3}}{2n} \left| \frac{\partial h}{\partial y} \right|^{-1/2} \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} - \frac{h_{flow}^{5/3}}{2n} \left| \frac{\partial h}{\partial x} \right|^{-1/2} \frac{\partial^2 h}{\partial y^2}}_{\text{Termos de Difusão}} \pm \frac{5h_{flow}^{2/3}}{3n} \left| \frac{\partial h}{\partial x} \right|^{1/2} \frac{\partial h_{flow}}{\partial x} - \frac{5h_{flow}^{5/3}}{3n} \left| \frac{\partial h}{\partial y} \right|^{1/2} \frac{\partial h_{flow}}{\partial y} = 0 \quad 3.16$$

A segundas derivadas no espaço representam a difusão na equação, e vão dominar quando se verificarem gradientes de superfície livre pequenos e problemas de estabilidade. A solução é pouco plausível para espelhar o comportamento dos problemas de difusão clássicos uma vez que o coeficiente de difusão varia no espaço e no tempo, e é anisotrópico, mas podemos utilizar a analogia para estimar o passo de cálculo mais eficiente. Para a equação da difusão (3.17).

$$\frac{\partial h}{\partial t} - \alpha \left( \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \right) = 0 \quad 3.17$$

A sua explicitação discreta numa grelha de cálculo é expressa na equação 3.18.

$$\frac{h_{i,j}^{t+1} - h_{i,j}^t}{\Delta t} - \frac{\alpha}{\Delta x^2} \left( h_{i+1,j}^t + h_{i-1,j}^t + h_{i,j+1}^t + h_{i,j-1}^t - 4 h_{i,j}^t \right) = 0 \quad 3.18$$

A análise de estabilidade de Von Neumann produz a seguinte condição no passo de cálculo (3.19).

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x^2}{4\alpha} \quad 3.19$$

Na igualdade os termos  $h_{i,j}^t$  da equação 3.18 são cancelados e transformados através do método da relaxação, na variante de Jacobi, para a solução da equação de Laplace, onde o valor num nó é iterativamente substituído pela média dos valores vizinhos. Isto implica que o intervalo de tempo ideal para o modelo hidráulico numa posição específica é expresso através da equação 3.20.

$$\Delta t = \frac{\Delta x^2}{4} \min \left( \frac{2n}{h_{\text{flow}}^{5/3}} \left| \frac{\partial h}{\partial x} \right|^{1/2}, \frac{2n}{h_{\text{flow}}^{5/3}} \left| \frac{\partial h}{\partial y} \right|^{1/2} \right) \quad 3.20$$

Obtemos assim uma expressão para o intervalo de tempo de forma semelhante à utilizada por Werner e Lambert (2007), que estabeleceram um passo de cálculo que permite diminuir as pequenas oscilações até uma superfície plana e livre, enquanto neste caso, essas oscilações são contabilizadas directamente e, portanto, pode ser utilizado um passo de cálculo maior.

O problema desta abordagem é que não existe limite inferior no passo de cálculo. Como os gradientes de superfície livre tendem para zero (água parada),  $\alpha$  tende para infinito e, portanto, o passo de cálculo tende para zero. Além disso, à medida que o escoamento inverte durante a transição entre as fases de inundação e de secagem, o passo de cálculo é levado a zero. Para um modelo dinâmico completo, é exigida uma outra forma de lidar com este comportamento à medida que os gradientes de superfície tendem para zero. Isto é evitado através da introdução de um método linear que é aplicado às células onde as elevações da superfície livre nas células vizinhas diferem por um valor inferior a um determinado limiar  $h_{\text{lin}}$  (Cunge *et al.*, 1980). O escoamento é, então, expresso através da equação 3.21, com uma expressão similar para  $q_x$ .

$$q_x = \frac{h_{\text{flow}}^{5/3}}{n} \left( \frac{\Delta x}{h_{\text{lin}}} \right)^{1/2} \left( \frac{\partial h}{\partial x} \right) \quad 3.21$$

Para as células onde esta equação linearizada de escoamento é aplicada, utiliza-se uma equação similar à equação 3.20, para determinar o passo de cálculo.

Este novo passo de cálculo adaptativo foi comparado com a formulação de soluções analíticas (Hunter *et al.*, 2005b) e ficou demonstrada uma melhoria considerável sobre a versão original do modelo LISFLOOD-FP com tempo fixo. Das alterações introduzidas por Hunter *et al.* (2005b) resultou um aumento da sensibilidade do modelo LISFLOOD-FP ao coeficiente de resistência na zona inundável. No entanto, verificou-se que o tempo óptimo passo de cálculo estável reduziu quadraticamente com o aumento da resolução espacial do modelo. Portanto, para uma resolução fina (1-10 m), como é necessária para aplicação de modelos hidráulicos de inundação em zonas urbanas (Yu e Lane, 2006; Fewtrell *et al.*, 2008), o custo computacional tornou-se tão grande que o modelo LISFLOOD-FP teve um desempenho computacional mais lento do que modelos 2D com as equações de Saint-Venant completas.

Para resolver o problema do tempo de computação do método utilizado por Hunter *et al.* (2005b), foi desenvolvida uma aproximação inercial das equações de Saint-Venant (Bates *et al.*, 2010). Este modelo é designado de "modelo inercial simplificado", ou de "modelo de inércia local", ou, simplesmente, de "modelo inercial" (Bates *et al.*, 2010; Fewtrell *et al.*, 2011a; de Almeida e Bates, 2013). A formulação do modelo inercial foi incorporada no código do modelo LISFLOOD-FP e aumentou significativamente a eficiência computacional (Bates *et al.*, 2010). O caudal entre células vizinhas na zona inundável é calculado através da equação 3.22:

$$q_{t+\Delta t} = \frac{q_t - gh_{flow}^t \Delta t \frac{\Delta(h_{flow}^t + z)}{\Delta x}}{\left( \frac{1 + gh_{flow}^t \Delta t n^2 |q_t|}{(h_{flow}^t)^{10/3}} \right)} \quad 3.22$$

onde:

- q - escoamento por unidade de largura [ $L^2 T^{-1}$ ];
- g - aceleração da gravidade [ $L^2 T^{-2}$ ];
- $h_{flow}$  - profundidade do escoamento [L];
- $\Delta t$  - passo de cálculo do modelo [T];
- $\Delta x$  - dimensão da célula [L];
- z - cota do leito do canal [L];
- n - coeficiente de resistência de Manning [ $L^{-1/3} T$ ].

O critério de estabilidade para este modelo numérico é dado pela condição Courant-Freidrichs-Levy, e de modo que o passo de cálculo estável do modelo ( $\Delta t$ ), é função da resolução da grelha ( $\Delta x$ ), e da altura máxima da água (Bates *et al.*, 2010), e expressa-se através da equação 3.23, onde  $\alpha$  varia entre 0,2 e 0,7.

$$\Delta t_{m\acute{a}x} = \alpha \frac{\Delta x^2}{\sqrt{gh_t}} \quad 3.23$$

Ao contrário do método de resolução proposto Hunter *et al.* (2005b), esta restrição de estabilidade funciona adequadamente em tempos de passo de cálculo suficientemente grandes, de forma que a simulação, em zona urbana, do modelo em LISFLOOD-FP com elevada resolução espacial se traduza em tempos computacionais acessíveis (Bates *et al.*, 2010). A introdução da formulação modelo inercial (Bates *et al.*, 2010) aumentou a eficiência computacional por passo de cálculo do modelo LISFLOOD-FP (Neal *et al.*, 2011; Sampson *et al.*, 2012).

### 3.5 Combinação dos modelos 1D no canal e 2D na zona de inundação

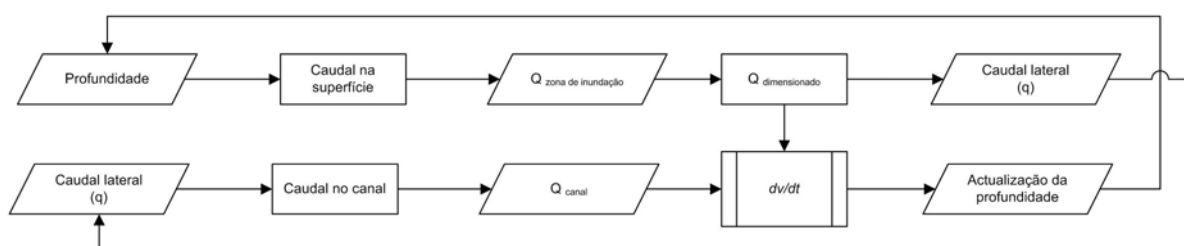
A modelação hidráulica de inundações através de modelos diferentes no rio (canal) e na zona de inundação é uma alternativa promissora e capaz de se adequar a várias situações devido à relação custo-benefício obtida (Verwey, 2001; Hunter *et al.*, 2007; Chatterjee *et al.*, 2008). O modelo LISFLOOD-FP utiliza esta combinação tal como outros modelos hidráulicos de inundação, como são os exemplos do SOBEK, do TUFLOW e do JFLOW. Estas combinações resultam na utilização de modelos 1D para a simulação do escoamento ao longo do canal e modelos 2D para a simulação da inundação na zona inundável. Esta abordagem pretende tirar partido dos benefícios da representação bidimensional das características físicas e do escoamento na zona inundável e da eficiência e da prática para representação do escoamento no canal de forma unidimensional. No entanto, deve ter-se em atenção que a interação entre a zona de inundação e o canal é um factor importante na representação numérica da onda de cheia.

Na combinação de modelos 1D com modelos 2D em *raster*, como é o caso do modelo LISFLOOD-FP, apenas a transferência de massa entre canal e zona de inundação é representada, assumindo que

essa transferência depende das alturas de água relativas (Horritt e Bates, 2001b). São desprezados os efeitos da transferência de quantidade de movimento entre canal e a zona de inundação e os efeitos de advecção e circulação secundária na transferência de massa (Horritt e Bates, 2002; Bates *et al.*, 2005a; Bates e Horritt, 2005). No entanto, nestas simplificações, o esquema de conexão entre o canal e a zona de inundação apresenta uma solução computacionalmente simples para o problema do acoplamento e é capaz de reproduzir o comportamento predominante do sistema real (Bates *et al.*, 2005a). Além do mais, para canais com largura pequena relativamente às dimensões dos elementos 2D da zona de inundação, a simplificação de desprezar os efeitos da transferência de quantidade de movimento na interface entre canal e a zona de inundação é aceitável (Stelling e Verwey, 2006).

No desenvolvimento do modelo LISFLOOD-FP foi adoptado um esquema explícito para acoplar o modelo 1D e o 2D em *raster* (Horritt e Bates, 2001b). Os modelos são executados de forma separada e, a cada instante de tempo, é calculado o caudal transferido entre o canal e a zona de inundação. No entanto, é necessário efectuar a compatibilização dos passos de cálculo do modelo no canal e na zona de inundação. O modelo *raster* na zona de inundação tem um passo de cálculo pequeno, da ordem no máximo de dezenas de segundos, mas por outro lado o modelo 1D aplicado ao canal tem um passo de cálculo da ordem de minutos ou horas. Para combinar estes modelos é necessário utilizar sub-iterações no modelo 1D com um intervalo de tempo igual ao passo de cálculo do modelo *raster* (Horritt e Bates, 2001b).

Na Figura 3.2 é apresentado o diagrama do processo de modelação do escoamento no LISFLOOD-FP. O escoamento no canal e escoamento na zona de inundação são calculados separadamente, e são conectados através do caudal lateral ( $q$ ). O escoamento no canal é calculado utilizando os valores de caudal obtidos no passo de cálculo anterior, e o escoamento na zona de inundação é calculado através da actualização da profundidade (Bates e Roo, 2000; De Roo *et al.*, 2000b; Horritt e Bates, 2001b).



**Figura 3.2** – Diagrama simplificado do cálculo do escoamento no LISFLOOD-FP.

A equação da continuidade é aplicada para todas as células, através da combinação do escoamento no canal com o escoamento na zona de inundação, e somando o escoamento proveniente das quatro direcções. Por isso, a profundidade do canal é actualizada ao mesmo tempo que a profundidade na zona de inundação através da equação da continuidade, da largura do canal, e das dimensões da célula ( $dx$ ). Quando a profundidade da água ultrapassa a altura de cheia no leito do canal, inicia-se o escoamento para a zona de inundação ( $q$  negativo); quando a onda de cheia recua, a água volta para o leito do canal ( $q$  positivo). O caudal lateral é obtido a partir dos cálculos do caudal na superfície das células de interface do canal com a zona de inundação. O escoamento lateral é convertido para



escoamento por unidade de comprimento do canal dividido pela largura da célula ( $dx$ ), e volta a entrar no modelo do canal (leito do rio) no próximo passo de cálculo.

### 3.6 Recolha e organização dos dados de entrada

Para aplicar o modelo LISFLOOD-FP é necessário um conjunto de dados relativos à modelação digital da superfície do terreno, às características geométricas das secções do canal, ao coeficiente de resistência no canal e na zona inundável, às condições de fronteira e ao passo de cálculo. Os dados de entrada necessários para simular inundações com modelo LISFLOOD-FP (Bates *et al.*, 2005b) são apresentados no Quadro 3.1.

**Quadro 3.1** - Dados de entrada para a simulação do modelo LISFLOOD-FP, adaptado de Bates e Roo (2000) e Bates *et al.* (2005b).

Dados	Fonte	Observações
Modelo Digital do Terreno ( <i>Raster</i> )	Fotogrametria Dados LiDAR Cartografia a escala grande	Uma matriz com uma resolução (25-100m) é adequada para a maioria dos estudos de modelação de inundações. No entanto, é preferível um tamanho de célula inferior. O valor da exactidão vertical do MDT deve ser 0,25 m.
Hidrograma de cheia	Registos da estação hidrométrica ou obtidos através de modelação hidrológica.	O modelo pode ser utilizado com escoamento permanente ou não permanente, mas o caudal deve ter uma exactidão de +/- 10%. Nas simulações com escoamento não permanente, a resolução temporal depende das características do hidrograma de cheia, mas normalmente é necessário uma resolução de 1 hora.
Condições de fronteira a jusante	Registos da estação hidrométrica	As condições de fronteira a jusante podem ser definidas: altura uniforme, altura de água (constante ou variável) ou caudal (constante ou variável).
Declive do canal	Derivado de MDT ou levantamento topográfico de secções do rio	Atribuído individualmente às secções representadas no rio.
Largura do canal	Derivado de MDT ou levantamento topográfico de secções do rio	Atribuído individualmente às secções transversais representadas no canal. Não necessita de ter a mesma resolução do modelo <i>raster</i> .
Cota do leito do canal	Derivado de MDT ou levantamento topográfico de secções do rio	Atribuído individualmente aos pontos representados no vector do rio.
Estimativa inicial da altura de água no canal	Valor baseado na experiência, na análise de secções transversais e nas curvas de vazão.	O modelo é simulado com uma descarga constante durante um período inicial para permitir que se estabeleçam no canal os valores reais de altura de água e de velocidade. Esse período inicial deve ser baseado no tempo necessário para a onda de cheia atravessar o domínio de estudo.
Coeficiente de resistência no leito do canal e na zona de inundação	Utilizar os parâmetros da bibliografia (Acrement e Schneider, 1984; Chow, 1988)	O valor de $n$ no canal ( $n_c$ ) varia, normalmente, entre 0,01 e 0,08. O valor de $n$ na zona inundável ( $n_{zi}$ ) varia, normalmente, entre 0,03 e 0,16. Na zona inundável pode ser atribuído um valor individualmente a cada célula da grelha.

Dados	Fonte	Observações
Passo de cálculo	<u>Tempo fixo</u> O utilizador define o passo de cálculo. É utilizado um esquema de discretização numérica, por isso a estabilidade é função do tamanho da célula e do caudal. À medida que a água entra no modelo através de uma única célula afluente, o caudal nesta célula é normalmente o factor limitante.	O valor de referência situa-se entre 2-20s.
	<u>Tempo variável</u> O passo de cálculo óptimo para manter a estabilidade do modelo é determinado pelo código.	Calculado pelo código do modelo. O passo de cálculo óptimo reduz-se quadraticamente com o tamanho da matriz. Resulta num aumento substancial do tempo de processamento computacional para resoluções finas.

Os parâmetros do canal necessários para aplicar o modelo são: a largura do canal, o declive longitudinal, a cota do perfil longitudinal, e o valor de coeficiente de resistência de Manning. A largura e a cota do leito do canal são consideradas uniformes em cada secção, sendo assumido um valor médio entre as secções. O coeficiente de resistência de Manning é um parâmetro a calibrar (2.4.5.2). As condições de fronteira são estabelecidas através do caudal de entrada a montante, e da altura de água ou do caudal a jusante.

### 3.7 Resultados

Os resultados das simulações do LISFLOOD-FP resultam um conjunto de resultados que são armazenados de acordo com os intervalos de tempo definidos no início da simulação (Bates *et al.*, 2005b). Os resultados obtidos, em cada simulação do modelo, são os seguintes:

1. Balanço de massa;
2. Altura de água e caudal nas secções transversais do canal;
3. Altura de água máxima em cada célula da zona inundada (formato ARC ASCII);
4. Tempo de início da inundação em cada célula da zona inundada (formato ARC ASCII);
5. Tempo máximo inundação em cada célula da zona inundada (formato ARC ASCII);
6. Velocidade máxima de escoamento em cada célula da zona inundada (formato ARC ASCII);
7. Altura de água correspondente ao tempo em que se verifica a velocidade máxima de escoamento na célula (formato ARC ASCII).

### **3.8 Aplicações do modelo**

O modelo LISFLOOD-FP foi aplicado, desde 2000, em vários casos de estudos de inundações fluviais e urbanas, apresentados no Quadro 3.2. Na descrição dos casos de estudo foram tidos em consideração os seguintes aspectos: fonte dos dados utilizados na criação do MDT, resolução espacial do MDT, e exactidão vertical do MDT; tipo de dados utilizados na validação do modelo; resolução espacial da simulação; desempenho do modelo na simulação; identificação de outros modelos utilizados na comparação, e identificação do estudo.

Quadro 3.2 - Aplicações do modelo LISFLOOD-FP.

Caso de estudo	MDT/MDS Fonte	MDT/MDS Resolução espacial	MDT/MDS Exactidão vertical	Dados utilizados na calibração-validação do modelo	Resolução espacial do modelo	Número de células do Modelo	Desempenho do modelo	Comparação	Referência
Rio Meuse, Holanda	Estereofotogrametria e trabalho de campo	5 m	0,06 m	Imagem ERS-1 SAR e registos hidrométricos	25 m 50 m 100 m	20 650 27 110 6958	0,85 (F) 0,81 (F) 0,71 (F)	N.A	(Bates e Roo, 2000)
Rio Thames (4 km), Reino Unido	N.D	50 m	0,25 m	Imagem ERS-1 SAR	50 m	3648	0,84 (F)	TELEMAC-2D	(Horritt e Bates, 2001b)
Rio Severn (60km), Reino Unido	LiDAR	0,10 m	0,10 m	Imagem Radarsat e registos hidrométricos	50 m 250m	N.D	0,73 (F)	NCFS	(Horritt e Bates, 2001a)
Inundação costeira em Towyn, Reino Unido	InSAR	5m	1m	Extensão máxima de inundação para evento histórico	50 m	43200	0,78 (F)	N.A	(Bates <i>et al.</i> , 2005a)
Inundação costeira em Fleetwood, Reino Unido	LiDAR	2 m	15cm	Extensão máxima de inundação para evento histórico	10 m	59 800	0,54 (F)	N.A	(Bates <i>et al.</i> , 2005a)
Inundação costeira em East Anglia, Reino Unido	LiDAR	2 m	15cm	Extensão máxima de inundação para evento histórico	250 m	27 048	0,91 (F)	N.A	(Bates <i>et al.</i> , 2005a)
Estuário do rio Thames, Reino Unido	InSAR	5m	1m	Extensão máxima de inundação para evento histórico	250 m	134 400	N.D	N.A	(Bates <i>et al.</i> , 2005a)
Rio Nene (12 km), Northamptonshire, Reino Unido	Altimetria 1/10000 e levantamento de campo DGPS	30 m	N.D	N.A	270 m	360 000	N.D	N.A	(Wilson e Atkinson, 2007)
Área urbana de Greenfield, Glasgow, Reino Unido	LiDAR	1 m	0,15 m	Simulação resolução espacial 2m	2m 4 m 8 m 16 m	96 000 24 000 6000 1500	N.A 0,80 (F) 0,70 (F) 0,60 (F)	N.A	(Fewtrell <i>et al.</i> , 2008)
Área urbana de Greenfield, Glasgow, Reino Unido	LiDAR	1 m	0,15 m	N.A	2m	96 000	N.A	TUFLOW DIVAST TRENT JLFLOW	(Hunter <i>et al.</i> , 2008)

Caso de estudo	MDT/MDS Fonte	MDT/MDS Resolução espacial	MDT/MDS Exactidão vertical	Dados utilizados na calibração-validação do modelo	Resolução espacial do modelo	Número de células do Modelo	Desempenho do modelo	Comparação	Referência
Rio Dee (10 km), Reino Unido	LiDAR e levantamento batimétrico de 36 secções	2 m	0,10 m	Imagem ENVISAT ASAR, Imagem ERS-2 SAR e registos hidrométricos	2 m	N.D	<0,70 (F)	N.A	(Di Baldassarre <i>et al.</i> , 2009)
Rio Amazonas, Rio Solimões e Rio Purus (575 km)	SRTM e levantamento batimétrico com Sonar em barco	90 m	1m	Registos hidrométricos de 4 estações	90 m	N.D	0,10 m (RQEMQ) 0,69 m (RQEMQ) 0,90 m (RQEMQ) 0,74 m (RQEMQ)	HEC-RAS	(Trigg <i>et al.</i> , 2009)
Alcester - Warwickshire Rios Alne e Arrow, Reino Unido	LiDAR terrestre	0,10 m	0,05 m	N.A	0,25 m 0,5 m 1,0 m 2,0 m 5,0 m	1 856 000 464 000 116 000 29 000 4640	N.A	N.A	(Fewtrell <i>et al.</i> , 2011a)
Carlisle - Cumbria Rio Eden e dois afluentes rios Petteril e Caldew, Reino Unido	LiDAR e levantamento batimétrico de secções	1 m	0,35 m	Registos hidrométricos de 6 estações	25 m	N.D	N.A	ESTRY-TUFLOW	(Fewtrell <i>et al.</i> , 2011b)
Tewkesbury confluência dos rios Severn e Avon, Reino Unido	LiDAR	2 m	0,10 m	Fotografia aérea	2m 10 m 20 m 40 m	1 840 000 736 00 184 00 4600	0,550m (RQEMQ) 0,552m (RQEMQ) 0,557 m (RQEMQ) 0,557m (RQEMQ)	N.A	(Neal <i>et al.</i> , 2011)
Rio Lis (4 km), Portugal	Cartografia 1/5000 e levantamento topográfico de secções	4m	N.D	N.A	4m	808 704	N.A	HEC-RAS	(Fernandez <i>et al.</i> , 2013)

N.D - Não disponível

N.A - Não aplicável

F - Medida de desempenho (2.4.6)

RQEMQ - Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático (2.4.6)

Na maioria dos estudos de aplicação do modelo LISFLOOD-FP, na modelação hidráulica de inundações, foram utilizados dados topográficos de base com uma resolução espacial maior que 5 m. No entanto, a simulação do modelo foi realizada com uma resolução espacial mais grosseira que a dos dados de base (Quadro 3.2), devido à necessidade de utilizar uma resolução que permita uma adequada eficiência computacional. Os dados LiDAR são a principal fonte de dados para criação do MDS, que é um dado de entrada do modelo LISFLOOD-FP.

Em vários estudos apresentados no Quadro 3.2, a calibração e validação do modelo LISFLOOD-FP foi efectuada com imagens satélite, que devido à sua resolução temporal permitem, apenas, que esta verificação seja realizada para um determinado momento do evento de inundação. Noutros estudos não é realizada a calibração e validação do modelo devido à falta de dados, ou porque o objectivo do estudo pretende avaliar o desempenho do modelo considerando diferentes resoluções espaciais e/ou outros modelos hidráulicos de inundação.

A partir de 2010 verificou-se um aumento da resolução espacial utilizada na simulação hidráulica, devido à disponibilidade de dados topográficos de alta resolução espacial, e à eficiência computacional e de desempenho, resultante da formulação introduzida por Bates *et al.* (2010) no cálculo do escoamento na zona inundável.

Os resultados de desempenho (Quadro 3.2) indicam que o modelo LISFLOOD-FP foi aplicado, desde 2000, com sucesso em vários estudos de caso. O modelo LISFLOOD-FP tem mostrado um bom desempenho quando aplicado a inundações fluviais em comparação com outros modelos hidráulicos 1D e 2D (Horritt e Bates, 2001b; Horritt e Bates, 2002) e, recentemente, apresentou resultados consistentes na modelação de inundações urbanas quando comparado com outros modelos 2D (Hunter *et al.*, 2008).

A simulação do modelo LISFLOOD-FP, com a inclusão do termo de inércia das equações de Saint-Venant (Bates *et al.*, 2010), obteve um bom desempenho em inundações urbanas e fluviais (Fewtrell *et al.*, 2011b; Neal *et al.*, 2011), e verificou-se, também, um aumento da eficiência computacional por passo de cálculo (Neal *et al.*, 2011; Sampson *et al.*, 2012).

## 4 ÁREA DE ESTUDO E DADOS

### 4.1 Considerações gerais

Este capítulo apresenta informação básica e relevante sobre as áreas de estudo e os dados utilizados neste trabalho obtidos de fontes diversas.

A metodologia proposta para avaliação do risco de inundação foi aplicada a dois estudos de caso: rio Febros e urbanização Vila D'Este, localizados no município de Vila Nova de Gaia (4.2). A avaliação do perigo de inundação foi desenvolvida para precipitações intensas com curta duração relativas a períodos de retorno de 10, 50, 100, 500 anos. A avaliação da vulnerabilidade de inundação foi realizada, ao nível da subsecção estatística, para o município de Vila Nova de Gaia. No entanto, foram utilizados outros municípios (Leiria, Santarém, e Cascais) na avaliação da vulnerabilidade, devido à necessidade de estudar o impacto da escala de análise na classificação da vulnerabilidade. A escolha destes três municípios justifica-se pela frequência de eventos de inundação, e também por garantirem uma heterogeneidade sócio económica e da ocupação de solo dominante.

No avaliação do perigo de inundação foram utilizados os seguintes dados: altimetria LiDAR, ortofotomapas, cartografia a escala grande (altimetria, hidrografia, construções, rede rodoviária, e uso do solo), carta de uso e ocupação do solo de Portugal Continental, medições de altura de água registadas nas estações experimentais, registos horários de precipitação e curvas de Intensidade-Duração-Frequência (4.3). Na avaliação da vulnerabilidade é utilizada a informação disponível nos censos e compiladas na Base Geográfica de Referenciação de Informação (BGRI), e a classificação do uso e ocupação solo, ao nível da subsecção estatística (4.4).

### 4.2 Área de estudo

A avaliação do risco de inundação foi efectuada em duas áreas de estudo no município de Vila Nova de Gaia, zonas inundáveis nas margens do rio Febros e zonas inundáveis na Urbanização Vila D'Este. O modelo de vulnerabilidade de inundação foi aplicado ao município de Vila Nova de Gaia. Este município é o terceiro mais populoso de Portugal, e o mais populoso da região norte, com 302 295 habitantes em 2011, dos quais cerca de 180 000 residem em zonas urbanas.

Neste território ocorreram várias inundações nos últimos anos (Quaresma, 2008; Zêzere *et al.*, 2014). Segundo os dados disponibilizados pelo Comando Distrital de Operações de Socorro (CDOS) do Porto verificaram-se 1275 eventos de inundação, no período entre 1999 e 2009. O maior número de eventos, 392, 251, e 146, verificou-se, respectivamente, nos anos de 2001, 2000, e 2006.

O CDOS do Porto registou, em igual período, 9 eventos de inundação na urbanização de Vila D’Este. Por exemplo, o registo do evento de inundação de 19 de Abril de 2008 é confirmado pela notícia divulgada no Jornal de Notícias de 20 de Abril de 2008, em que é referido sob o título *Muitos acidentes e inundações* que “...A Associação de Proprietários de Vila d’Este garante que esta não é uma situação nova. Como estes lotes estão a uma cota mais baixa e não possuem sumidouros capazes de escoar as águas, sucedem-se estas inundações quando chove mais. As corporações de bombeiros estiveram, também, ocupadas a limpar sarjetas nas ruas para impedir a criação de grande poças de água.”

#### 4.2.1 Rio Febros

No estudo de avaliação do risco de inundação foi efectuada a modelação hidráulica de inundação num troço de aproximadamente 3,8 km do rio Febros, afluente do rio Douro, com uma área contributiva de 24,2 km<sup>2</sup> na secção a montante. A zona de estudo tem uma área de 2,7 km<sup>2</sup>, com 1841 edifícios e 4725 residentes.

Na zona de estudo, segundo a Reserva Ecológica Nacional (REN), encontra-se classificada como Zona Ameaçada pelas Cheias, uma área de 178 479 m<sup>2</sup> nas margens do rio Febros (Figura 4.1). No âmbito deste trabalho foram instaladas estações hidrométricas no rio Febros serão caracterizadas em 4.3.5.

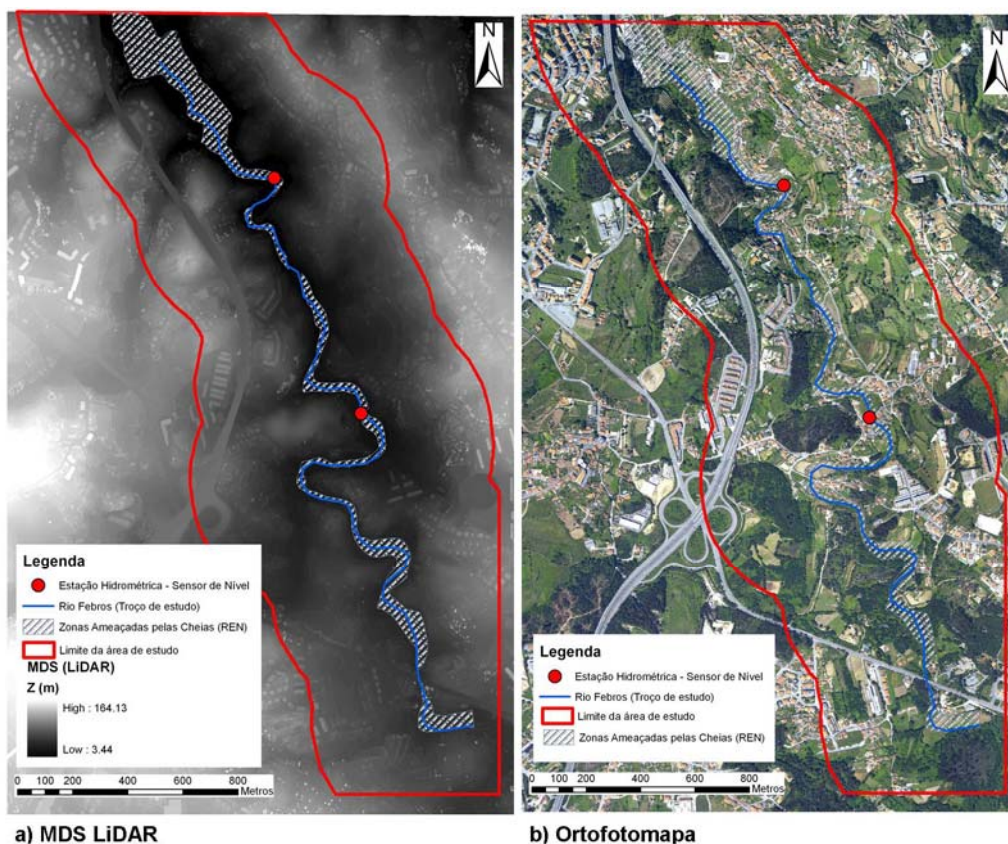


Figura 4.1 - Área de estudo: Rio Febros. a) MDS Lidar; b)Ortofotomapa.



A área de estudo está localizada nas freguesias de Vilar de Andorinho e Avintes, onde ocorreram 45 e 18 eventos de inundação respectivamente, no período entre 1999 e 2009. Os pontos críticos ao longo do rio Febros foram identificados em colaboração com os Bombeiros Voluntários de Avintes.

## 4.2.2 Urbanização Vila D'Este

A urbanização Vila D'Este (Figura 4.2) é uma área principalmente residencial com cerca de 6000 residentes. Esta área apresenta arruamentos com declives acentuados, entre 1% e 7,5%. A área de estudo tem aproximadamente 1 km<sup>2</sup> e a maioria da superfície do solo está impermeabilizada com a presença de pequenos espaços verdes. Ao longo dos anos, foram registadas várias inundações urbanas nesta área.

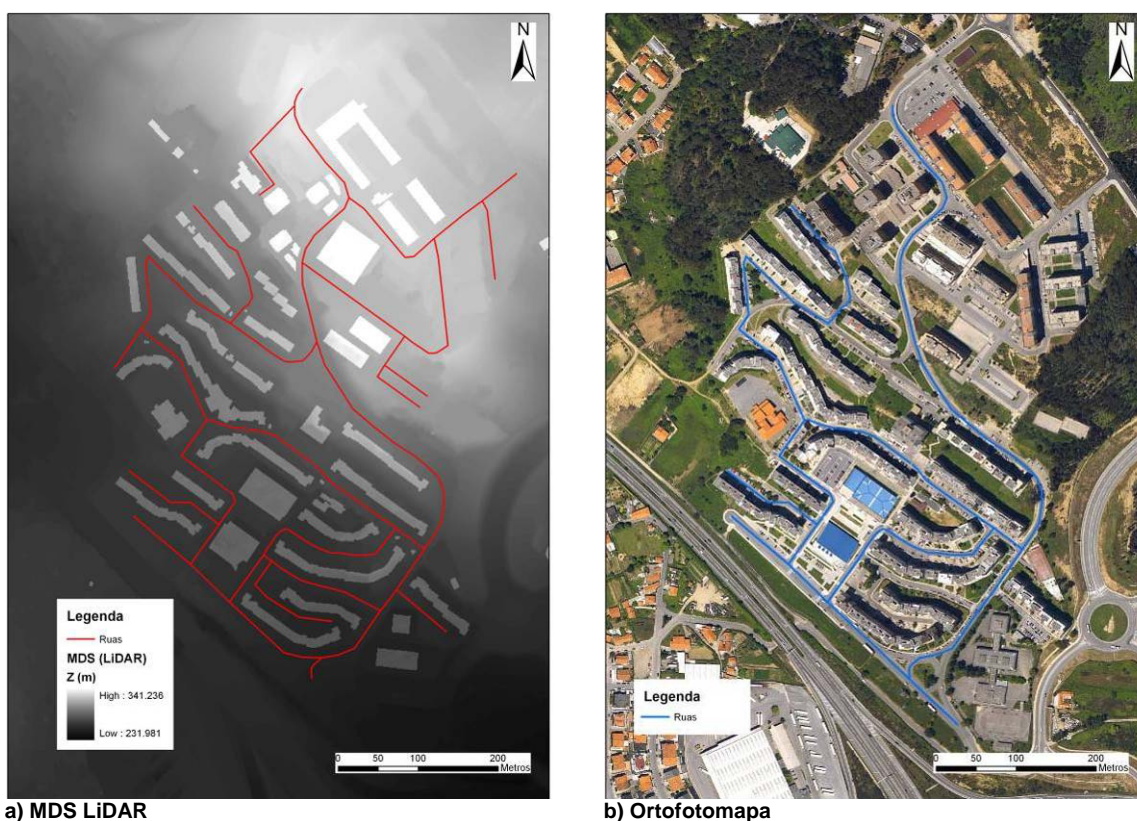


Figura 4.2 - Área de estudo: Urbanização Vila D'Este. a) MDS Lidar; b) Ortofotomapa.

## 4.3 Dados para avaliação do perigo de inundação

### 4.3.1 Altimetria LiDAR

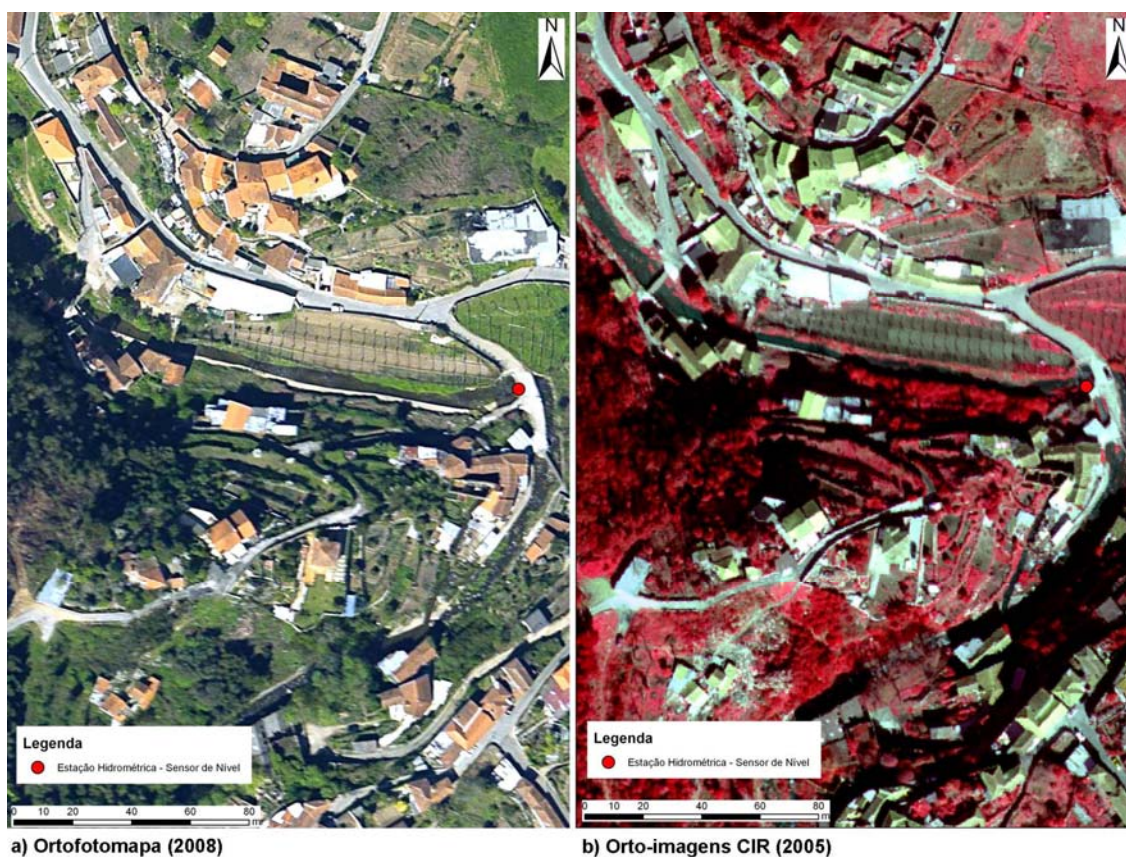
Os dados LiDAR disponíveis, em formato grelha com uma resolução espacial de 1 m, abrangem uma área de 5 km×5 km no município de Vila Nova de Gaia e foram disponibilizados

através do projecto de investigação POCI/CTE-GEX/60353/2004 - Modelação e Classificação da Superfície Terrestre pela Integração de Imagens Multi-espectrais e MDS. Estes dados, adquiridos em 2005, representam um MDS LiDAR e correspondem ao último retorno. O dados LiDAR apresentam, teoricamente, uma exactidão de 15 cm na vertical e 20 cm na horizontal, de acordo com o mencionado em 2.5.2. As figuras 4.1 e 4.2 mostram a parte do MDS LiDAR disponível, que corresponde às áreas de estudo.

### 4.3.2 Ortofotomapas

As orto-imagens CIR (Color Infra-Red, ou ainda falsa cor) com um pixel 50 cm foram adquiridas no mesmo voo da recolha de dados LiDAR (Figura 4.3). Estas imagens foram utilizadas para calcular o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (5.2.3.2).

Os ortofotomapas foram produzidos em 2008, à escala 1/5000, com um pixel de 25 cm, e três bandas espectrais correspondentes ao azul, verde e vermelho (Figura 4.3). Estes ortofotomapas resultaram de um voo realizado em Abril de 2008 (Figura 4.3). Os resultados do perigo de inundação (6.3) e do risco de inundação (8.3 e 8.4) são sobrepostos sobre os ortofotomapas de 2008, porque correspondem à cobertura da superfície do solo mais recente à data do início do trabalho.

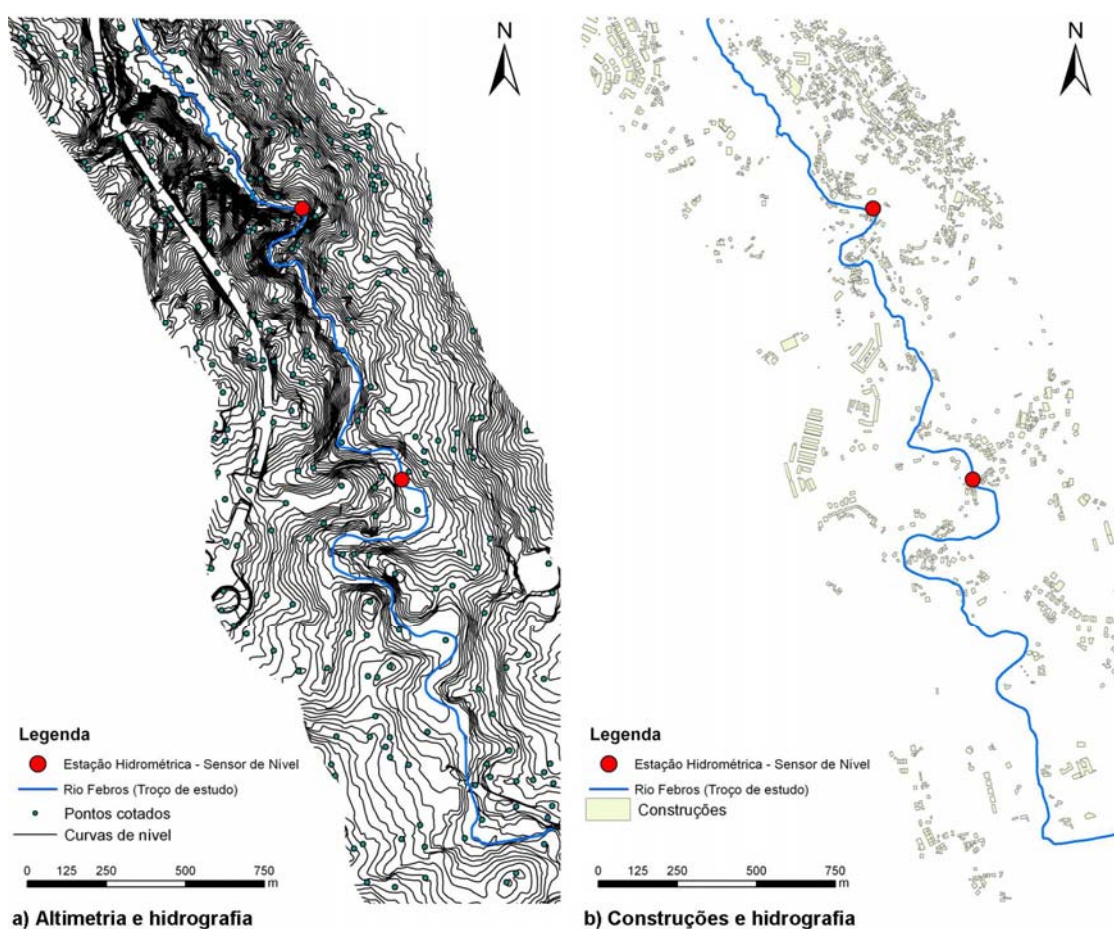


**Figura 4.3** - a) Ortofotomapa da área de estudo do rio Febros e b) Orto-imagem CIR da área de estudo do rio Febros.

### 4.3.3 Cartografia

A cartografia produzida no ano 2004 à escala 1/2000, escala grande, é detalhada e rica em pormenores, sendo, por isso, uma ferramenta adequada à análise urbana. Os elementos integrados nesta cartografia têm uma exactidão posicional planimétrica de 0,30 m. A altimetria tem uma exactidão altimétrica de 0,40 m nas curvas de nível e de 0,25 m nos pontos cotados (Figura 4.4). A exactidão posicional está de acordo com os valores de desvio toleráveis para cartografia à escala 1/2000 (Lopez, 2002).

A hidrografia representa os rios, ribeiras e outros cursos de água (Figura 4.4) com uma precisão altimétrica igual à das curvas de nível. As intersecções das curvas de nível com as linhas de água são materializadas na inflexão das curvas de nível com um ponto comum a ambas.

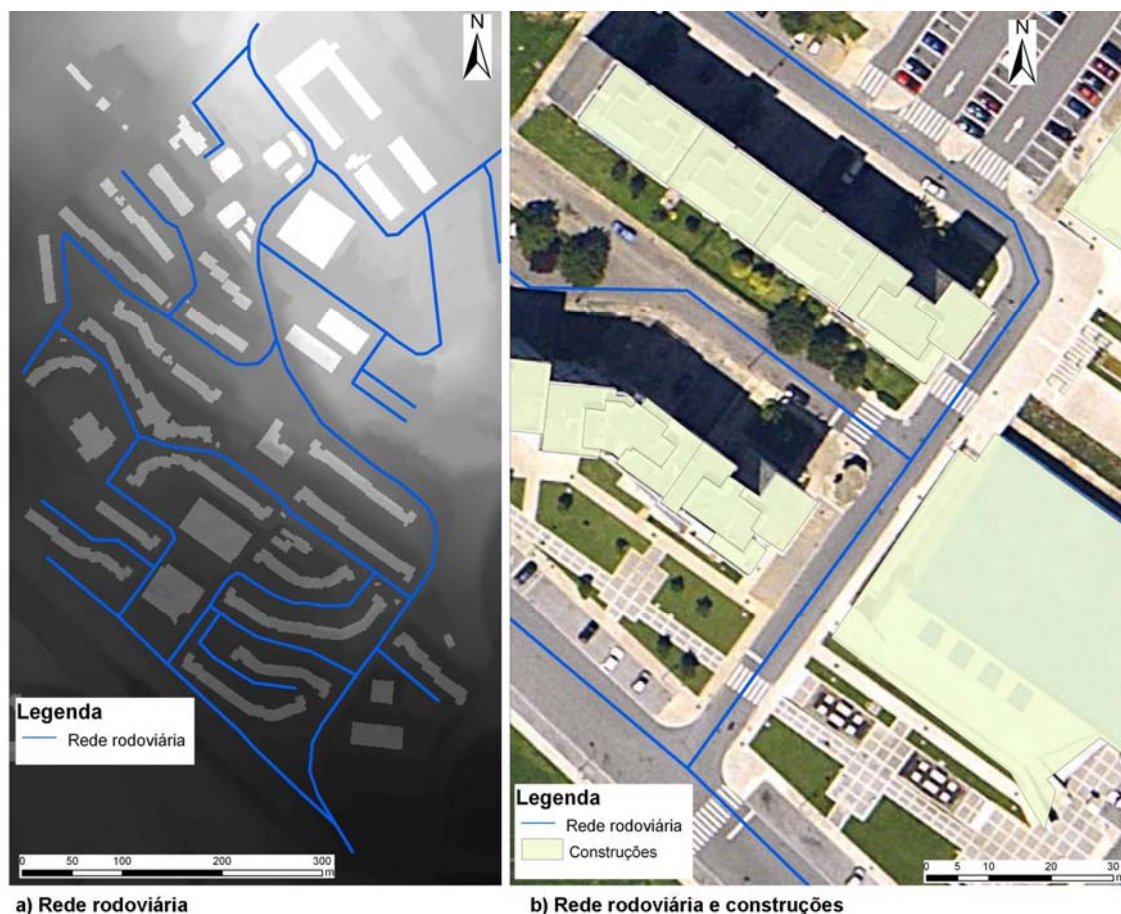


**Figura 4.4** - Cartografia a escala grande da área de estudo do rio Febros. a) Altimetria e hidrografia; b) Construções e hidrografia.

As construções de área superior a 4m<sup>2</sup> são identificadas, individualizadas e recolhidas à escala por um polígono, correspondente aos seus limites no solo (Figura 4.4 e Figura 4.5).

A rede rodoviária é sempre recolhida pelos seus limites e representado o seu eixo (Figura 4.5). Os muros de comprimento igual ou superior a 1 m são recolhidos, identificados e classificados.

As áreas agrícolas e florestais são identificadas, individualizadas e recolhidas à escala por um polígono.



**Figura 4.5** - Cartografia a escala grande da área de estudo de Vila D'Este. a) Rede rodoviária; b) Rede rodoviária e construções.

#### 4.3.4 Cartografia de uso e ocupação do solo de Portugal Continental

A cartografia de uso e ocupação do solo de Portugal Continental (COS2007) é uma cartografia temática que caracteriza com grande detalhe a ocupação/uso do solo na área de estudo (Figura 4.6). Esta cartografia foi produzida por interpretação visual de imagens aéreas ortorectificadas com um pixel de 50 cm e quatro bandas espectrais. Esta cartografia é disponibilizada pela DGT em formato vectorial e apresenta uma unidade mínima cartográfica de 1 ha e a sua nomenclatura é constituída por um sistema hierárquico de classes com cinco níveis. Esta cartografia apresenta uma exactidão posicional de 5 m e uma exactidão temática global de 85%.



Figura 4.6 - COS2007 da área de estudo do rio Febros.

#### 4.3.5 Hidrograma de cheia

Os modelos hidráulicos de inundação necessitam do hidrograma de cheia como condição de fronteira a montante. Na secção a montante do troço do rio Febros, em estudo, não existe uma estação hidrométrica para registar o caudal, por isso, foi utilizado um modelo hidrológico para calcular o hidrograma de cheia.

Na aplicação do modelo hidrológico, ao nível da bacia hidrográfica do rio Febros, para cálculo do hidrograma de cheia, são necessários os seguintes dados: o MDT, o mapa de Números de Escoamento, e os registos da precipitação.

O MDT foi obtido através do processamento dos pontos cotados, rede hidrográfica e curvas de nível, à escala 1/25 000 em formato vectorial. O mapa de Números de Escoamento da bacia hidrográfica foi extraído do mapa produzido para Portugal Continental, à escala 1/500 000, pelo INAG.

A precipitação horária (Anexo II) foi obtida dos registos da estação meteorológica do Porto (Pedras Rubras), que pertence à rede de monitorização do Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

### 4.3.6 Estações experimentais

Os sensores de nível Datalogger Gealog Micro foram instalados em duas secções do Rio Febros (Figura 4.7). Os sensores de nível foram inseridos em tubos de aço galvanizado fixados num pontão e numa margem do rio. O início da aquisição de dados foi em 09 Novembro de 2012.



**Figura 4.7 - Estações hidrométricas no Rio Febros.**

O sensor de nível (Figura 4.8) tem um registo automático de dados incorporado que possibilitou o registo da altura de água, em intervalos de 15 minutos, no leito canal (rio).



**Figura 4.8 - Sensores de nível *Datalogger Gealog Micro*.**

O software Gealog permitiu a conexão do computador com o *datalogger* e a recolha dos dados registados em formato MS Excel®.

Em virtude de não existir um registo automático da altura de água nas zonas inundáveis, foram recolhidos dados através de trabalho de campo, pós-evento de inundação, para determinar a extensão de inundação. No trabalho de campo foram contactados os residentes das habitações afectadas e o Comandante dos Bombeiros Voluntários de Avintes para recolher dados que permitissem identificar e confirmar as marcas relativas ao limite máximo da extensão de inundação.

## 4.4 Dados para avaliação da vulnerabilidade à inundação

Na avaliação da vulnerabilidade são utilizados os dados recolhidos nos censos e compilados na BGRI, e a tipologia do uso e ocupação solo (urbana, agrícola, ou florestal) das COS2007

(4.3.4). A avaliação da vulnerabilidade à inundação é realizada ao nível da subsecção estatística, considerando como âmbito geográfico de análise o município de Vila Nova de Gaia (7.3), e os municípios de Leiria, de Santarém, e de Cascais para analisar o efeito da escala de análise (7.4).

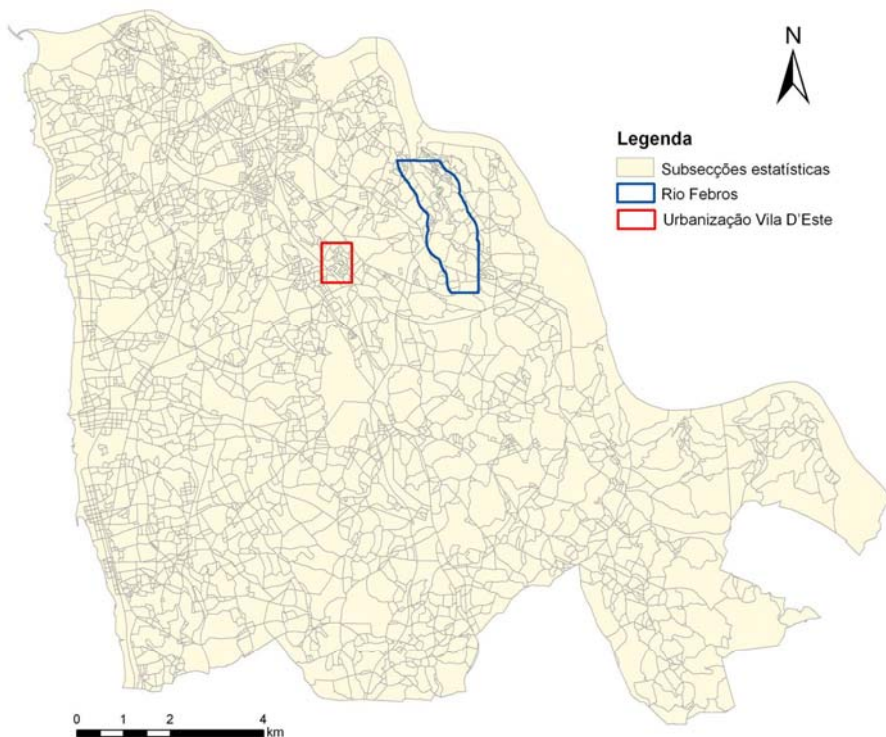
A Base Geográfica de Referenciação de Informação 2011 (BGRI 2011) é um sistema de referenciação geográfica suportado em informação cartográfica ou ortofotocartográfica em formato digital, para todo o território nacional, à escala 1/10.000. Permite a divisão da unidade administrativa da freguesia, em pequenas áreas estatísticas, correspondentes a secções e subsecções estatísticas. Estes dados são disponibilizados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE).

A subsecção estatística é o nível máximo de desagregação e caracteriza-se por estar associada ao código e ao topónimo do lugar de que faz parte, correspondendo ao quarteirão em termos urbanos.

A identificação inequívoca de cada subsecção estatística (SS) é efectuada com base num código hierárquico de 11 dígitos (DTCCFRSECSS), construído de forma a permitir o imediato reconhecimento da sua integração na secção estatística (SEC), na Freguesia (FR), no Concelho (CC) e no Distrito (DT), facilitando o estabelecimento de uma relação com a informação estatística que lhes pode ser associada.

Os censos são a principal fonte de informação nacional sobre os indivíduos, as famílias, os alojamentos e os edifícios ao nível de uma zona geográfica bem delimitada e referenciados a um momento temporal específico. Os censos permitem a recolha e disponibilização de uma base de dados com 121 variáveis referentes a informação estatística ao nível da secção/subsecção estatística. As variáveis da BGRI utilizadas no trabalho são apresentadas e descritas no Anexo III.

O município de Vila Nova de Gaia está dividido em 24 freguesias e 3076 subsecções estatísticas (Figura 4.9), destacando-se como exemplo as subsecções estatísticas presentes nos estudos de caso do rio Febros e da Urbanização Vila D'Este. Os municípios de Leiria, de Santarém, e de Cascais estão divididos, respectivamente, em 29, 28, e 6 freguesias e 3483, 1743, e 2748 subsecções estatísticas.



a) Município de Vila Nova de Gaia e estudo de casos



b) Estudo de caso: Rio Feбros



c) Estudo de caso: Vila D'Este

**Figura 4.9** - Representação espacial das subsecções estatísticas. a) Município de Vila Nova de Gaia; b) estudo de caso: rio Feбros; e ; c) estudo de caso: VilaD'Este.



## **5 CONSTRUÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO DE INUNDAÇÃO**

### **5.1 Considerações gerais**

A construção do modelo hidráulico de inundação, apresentada neste capítulo, foi desenvolvida com base na aplicação do modelo LISFLOOD-FP, calibrado e validado, para a zona urbana que se desenvolve nas margens do troço do rio Febros em estudo. O modelo hidráulico de inundação não representa a capacidade de transporte dos sistemas públicos de drenagem de águas pluviais, por isso as simulações foram realizadas considerando a rede de drenagem em carga.

A representação da superfície do terreno e dos obstáculos, onde se desenvolve e é condicionado o escoamento superficial, é um dos factores determinantes na simulação de um evento de inundação provocado pela ocorrência de um evento de precipitação de elevada intensidade (2.4.5.1). O processamento e a integração de vários tipos de dados espaciais de alta resolução permitem extrair o MDSe, com diferentes características, que é um dado de entrada, para o modelo hidráulico de inundação e que, devidamente calibrado e validado, permite simular cenários de inundação, necessários à avaliação do risco de inundação através do factor que representa o perigo de inundação, nomeadamente em zona urbana.

O modelo LISFLOOD-FP necessita como dados de entrada do MDSe (5.2), da geometria das secções transversais do rio (5.3), do hidrograma de cheia (5.4), e dos coeficientes de resistência (5.5). Na secção 5.2 são apresentadas as técnicas de construção dos MDSe, destacando a criação do Modelo Digital do Terreno e a integração de objectos. Na secção 5.3 são apresentadas as técnicas para extracção da geometria das secções transversais do rio. Esta informação permite a caracterização da cota do leito de fundo, e da largura nas várias secções transversais do rio. Na secção 5.4 é apresentado o cálculo do hidrograma de cheia através de modelação hidrológica. Na secção 5.5 são apresentados os processos de calibração e de validação do modelo hidráulico, de modo a compreender melhor os processos envolvidos nos eventos de inundação em estudo e a obter a parametrização adequada para a sua aplicação. O coeficiente de resistência foi o parâmetro de calibração do modelo hidráulico de inundação (2.4.5.2). Na secção 5.6 é estudado o efeito da resolução espacial dos dados na modelação hidráulica de inundações, nomeadamente na extensão da zona inundada e no tempo de simulação computacional. Finalmente, na secção 5.7 são apresentados os principais resultados obtidos na construção do modelo hidráulico de inundação.

O contributo inovador deste estudo foi a apresentação, teste e validação de uma metodologia para integração de diferentes fontes de informação geográfica na criação do MDSe, de forma a extrair de cada fonte os dados de entrada que permitam obter um produto com exactidão e resolução espacial adequadas à modelação hidráulica de inundações no LISFLOOD-FP.

## 5.2 Criação do modelo digital de superfície de escoamento

A disponibilidade e possíveis combinações de vários dados de fontes diversas, permitiu produzir distintos MDSe. Neste estudo foram produzidos quatro MDSe que foram classificados em directo, se é obtido directamente a partir dos dados LiDAR, ou derivado, se resulta da integração de vários elementos geográficos extraídos da cartografia a escala grande ou da integração de elementos geográficos extraídos de diferentes fontes de informação.

### 5.2.1 Metodologia

A metodologia proposta permite obter diversos MDSe com o objectivo de avaliar o efeito da utilização de dados, obtidos de fontes de informação diversas, com exactidão e resolução diferentes, e da sua integração na modelação hidráulica de inundações em zonas urbanas.

Os dados topográficos disponíveis para gerar os MDSe são: i) MDS com 1 x 1 m<sup>2</sup> LiDAR; ii) cartografia vectorial a escala grande (1:2000); e iii) orto-imagens CIR (Color Infra-Red) com um pixel de 50 cm, de acordo com o apresentado respectivamente em 4.3.1, 4.3.3, e 4.3.2.

Estes dados e a sua integração permitiram gerar os quatro MDSe:

1. Modelo Digital de Superfície de escoamento da cartografia a escala grande (MDSeC);
2. Modelo Digital de Superfície de escoamento do LiDAR (MDSeL);
3. Modelo Digital de Superfície de escoamento resultante da integração de dados LiDAR e de cartografia a escala grande (MDSeLC);
4. Modelo Digital de Superfície de escoamento resultante da integração de dados LiDAR, de cartografia a escala grande e imagens de alta resolução (MDSeLCI).

A justificação da criação de quatro MDSe é baseada na qualidade e nas características dos dados de base. No MDSeC, a RQEMQ das curvas de nível da cartografia (1:2000) é inferior a 0,40 m e 90% do valor em Z de pontos de uma amostra têm erros inferiores a 0,65 m quando comparados com valores mais precisos. Aqueles valores são 0,25 m e 0,40 m respectivamente para os pontos cotados (DGT, 2013). No entanto, a precisão final do MDSeC será menor considerando a conversão de formato vectorial para matricial. Como a exactidão dos dados LiDAR é, em geral, inferior a 0,15 m na vertical, o MDTL é, em princípio, mais exacto do que o MDTC.

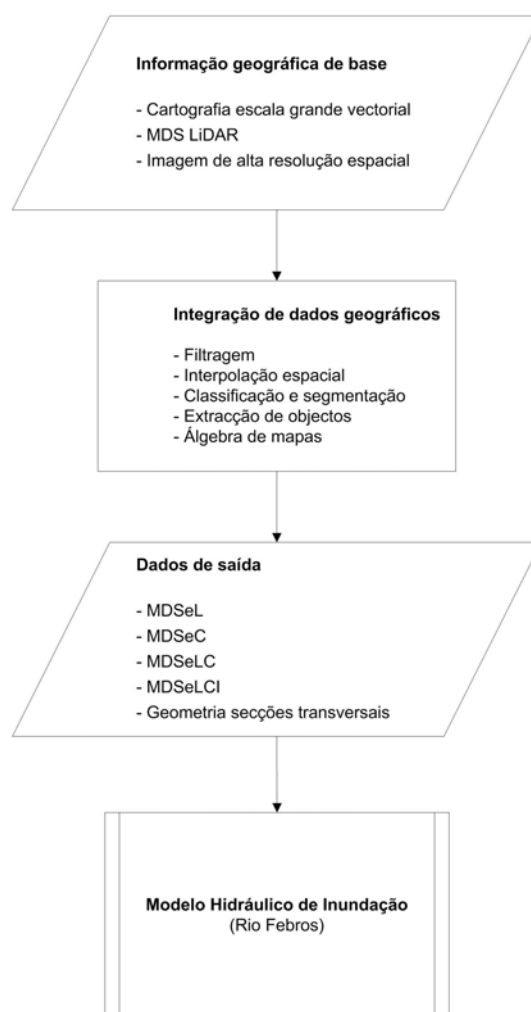
O RQEMQ da informação planimétrica (X, Y) da cartografia (1:2000), que inclui o edificado e a rede hidrográfica, é inferior a 0,30 m e 90% das coordenadas X, Y amostradas são inferiores a 0,45 m (DGT, 2013). Quanto aos dados LiDAR, a qualidade planimétrica depende da altura de voo. Segundo Hass (2002) existe uma exactidão típica que varia entre 0,5 e 1,0 m para uma altura de voo de 1000 m. Assim, o edificado e a rede hidrográfica da cartografia têm, teoricamente, melhor exactidão planimétrica do que aquela dos dados LiDAR.

O MDSeLCI com a inclusão da altura da vegetação permite também melhorar a representação de obstáculos que condicionam o escoamento superficial em relação ao MDSeLC. Por outro lado, como o MDSeLCI é construído a partir do MDT resultante da filtragem dos dados LiDAR, ele representa o terreno sem detalhes de alta frequência (pequena escala), assim, é expectável que o MDSeLCI seja o modelo de superfície de escoamento mais exacto.

Nas simulações (5.5) foi utilizada uma resolução espacial de 1 m para otimizar o tempo computacional, dado que para realizar a simulação do modelo hidráulico com células menores (0,5 m) é necessário um tempo computacional cerca de dez vezes superior, de acordo com o referido em 2.4.

Conforme referido anteriormente, a metodologia aplicada na geração dos MDSe depende da informação geográfica de base, podendo a geração do MDSe ser directa (MDSeL) ou derivada (MDSeC; MDSeLC; e MDSeLCI), de acordo, respectivamente, com o procedimento apresentado em 5.2.2 e 5.2.3.

A Figura 5.1 ilustra a metodologia de trabalho desenvolvida, para obter os quatro MDSe que foram utilizados como dados de entrada do modelo hidráulico de inundação.



**Figura 5.1** - Fluxograma da metodologia para criação do modelo digital de superfície de escoamento.

### 5.2.2 Modelo digital de superfície de escoamento directo

Com base na informação topográfica recolhida através do LiDAR é gerado directamente o MDSe, que foi denominado por MDSL, no formato TOR. Os dados foram convertidos para o formato ASCII GRID através do software TopoSys converter®. Com este processo, o *raster* resultante, de 1 m x 1 m, contém pixeis sem informação (*NoData*), os quais são substituídos pela média focal dos valores atribuídos aos pixeis numa vizinhança (3x3). Obteve-se assim um novo *raster* designado por MDSeL. A Figura 5.2 ilustra o procedimento para a criação do MDSeL a partir do MDSe, e o MDSeL.

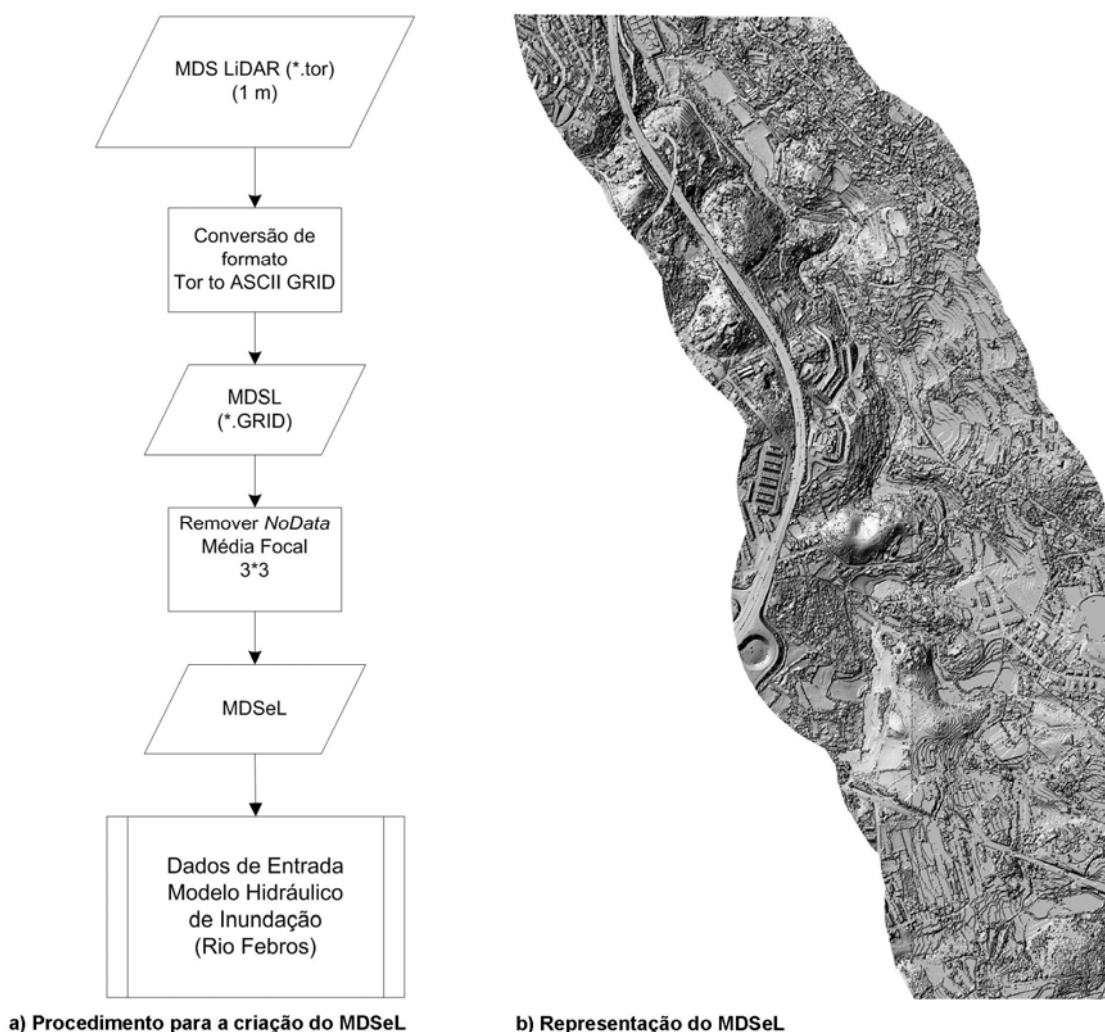


Figura 5.2 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeL e ilustração do MDSeL.

### 5.2.3 Modelo digital de superfície de escoamento derivado

Com base na informação topográfica recolhida através do LiDAR, de cartografia a escala grande e orto-imagens CIR são gerados os três MDSe referidos anteriormente (MDSeC; MDSeLC; e MDSeLCI). Os procedimentos relativos à sua criação são apresentados em 5.2.3.1 e 5.2.3.2.

### 5.2.3.1 MDSeC

O MDSeC é composto pelo Modelo Digital do Terreno com base na Cartografia (MDTC) e pelo edificado.

#### **Modelo digital do terreno com base na cartografia**

O MDTC foi construído baseado na triangulação de um conjunto de dados, curvas de nível, pontos cotados, e rede hidrográfica, sendo a superfície modelada por um conjunto de faces trianguladas. É necessário verificar a coerência entre a rede hidrográfica e as curvas de nível, ou seja os pontos de intersecção entre a rede hidrográfica e as curvas de nível deverão ter a mesma cota). Nos casos em que isso não aconteceu foram alteradas as cotas das linhas de água nesses pontos e rectificados os pontos dos segmentos anteriores e posteriores. A triangulação utilizada é a de Delaunay (Matos, 2008), que tem a característica que a circunferência circunscrita pelos vértices de cada triângulo não contém nenhum outro ponto (vértice de triângulo) no seu interior. O método TIN utiliza a triangulação de Delaunay condicionada à rede hidrográfica que foi considerada como linha de rotura (ESRI, 2012). Estas linhas não podem ser atravessadas pelas arestas da triangulação. O MDTC foi convertido através de interpolação linear para um *raster*, com uma resolução espacial de 1 metro.

#### **Integração de edifícios**

A integração dos edifícios consiste na adição ao MDTC do limite da área de implantação das construções e respectiva altura (Figura 5.3). Esta área corresponde à projecção vertical do edifício sobre a representação em plano horizontal do terreno. Este procedimento obriga à conversão de vector para *raster* dos edifícios presentes na cartografia vectorial. A conversão foi efectuada com base na respectiva altura, e permitiu obter um mapa da altura dos edifícios, em formato *raster* de 1 m X 1 m, adicionado ao MDTC através de álgebra de mapas (DeMers, 2001). O resulta é o MDSeC.

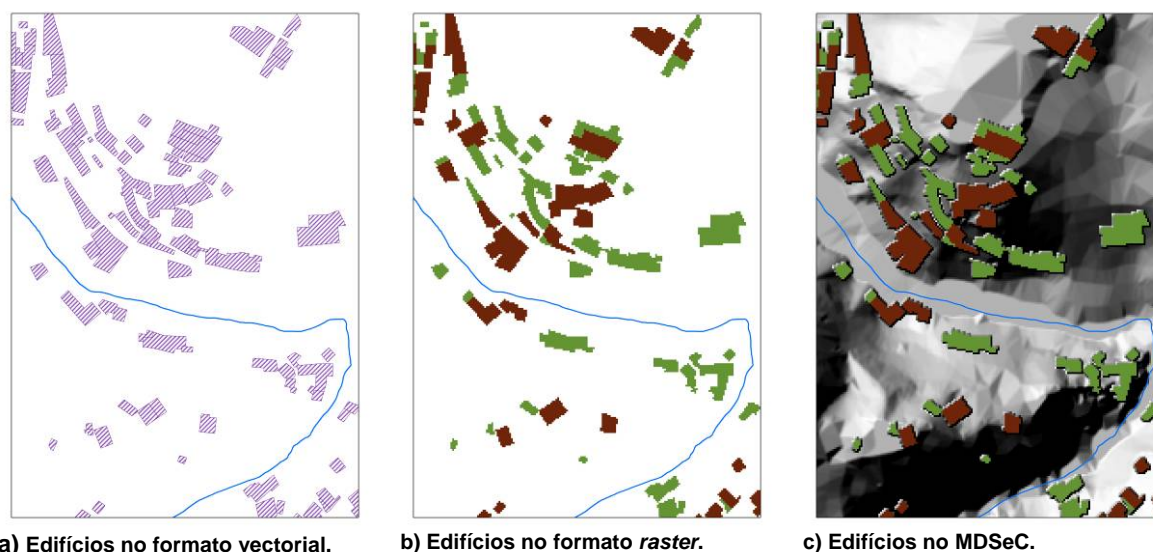
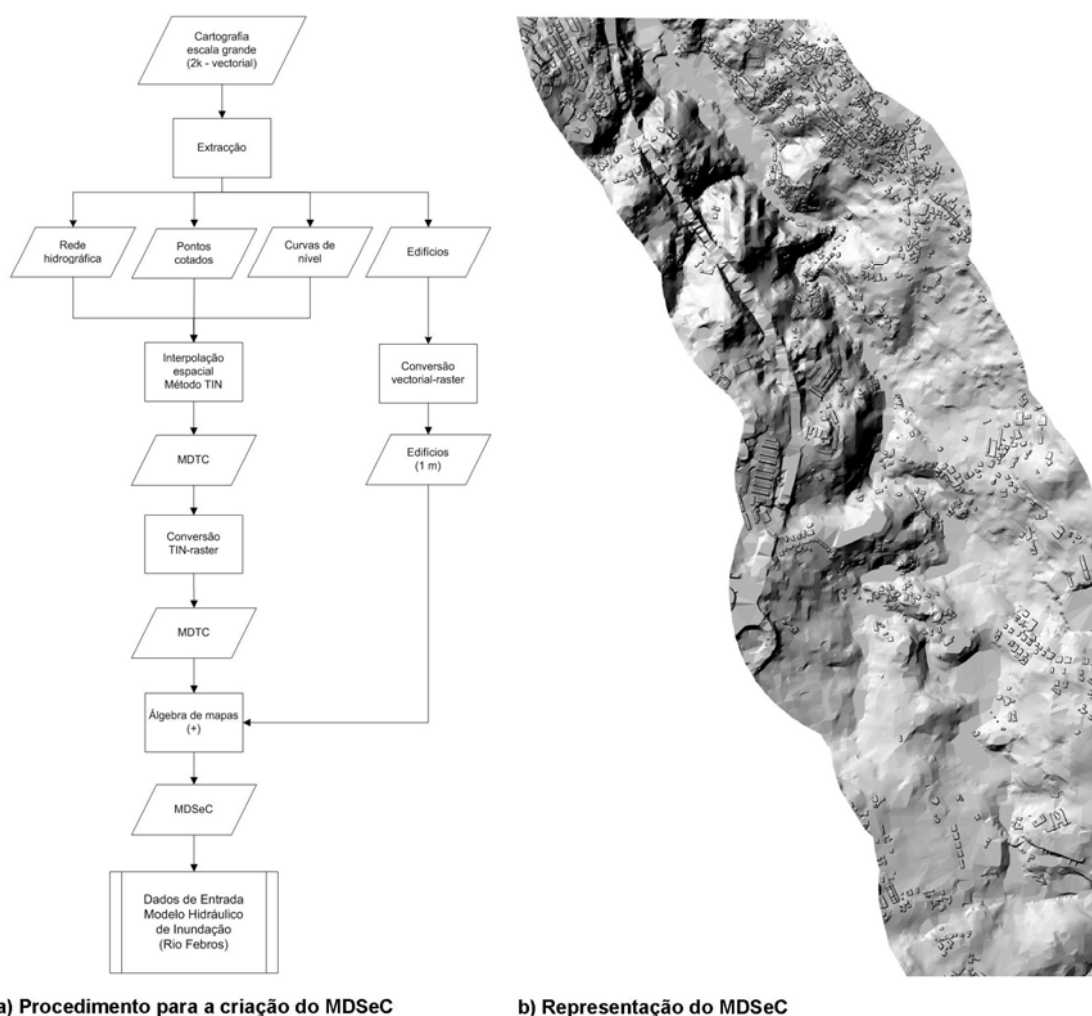


Figura 5.3 - Etapas da integração do MDTC com o edificado.

A Figura 5.4 ilustra o procedimento para a criação do MDSeC e a ilustração do MDSeC.



**Figura 5.4** - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeC e ilustração do MDSeC.

### 5.2.3.2 MDSeLC e MDSeLCI

O MDSeLC resulta da integração do Modelo Digital de Terreno LiDAR (MDTL) com edificado da cartografia a escala grande. O MDSeLCI corresponde à integração no MDSeLC de vegetação.

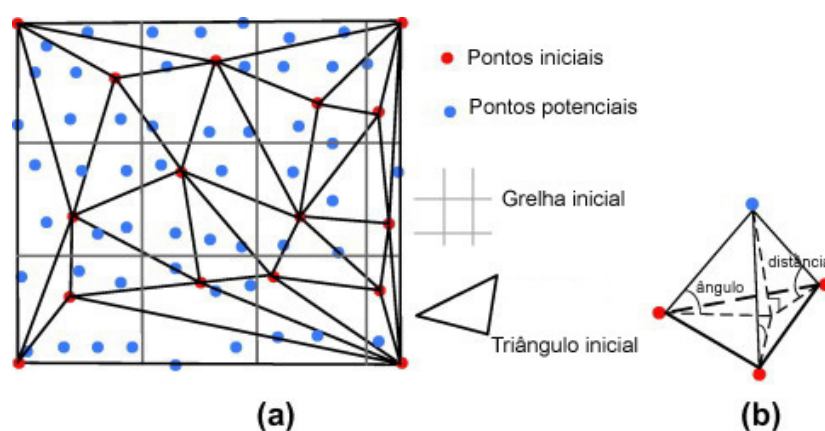
#### **MDTL**

O MDSL no formato TOR foi convertido para o formato LAS (formato de ficheiro público para o intercâmbio de dados de nuvem de pontos 3D) (x,y,z) através do software TopoSys converter.

O MDTL é obtido pela filtragem do MDSL. Esta filtragem é realizada através de um filtro baseado em TIN, desenvolvido por Axelsson (2000), que permite classificar os pontos em duas categorias: pontos terreno e pontos não-terreno, de acordo com a metodologia apresentada em 2.5.3.

A utilização deste filtro em detrimento de outros, é justificada por diversos estudos publicados em Meng *et al.* (2010), Gonçalves e Gomes Pereira (2010) e Vosselman e Maas (2010). Este filtro está implementado no software TerraScan® (Soininen, 2012), que foi utilizado para realizar a filtragem do MDSL. O TerraScan® possui a ferramenta (*classify - routine - ground*) para classificação dos pontos terreno através de um procedimento iterativo de construção de um modelo de superfície TIN.

A filtragem de pontos é realizada em duas etapas. Primeiro, são identificados os pontos mais baixos e é construído o modelo de superfície TIN. Os triângulos, neste modelo inicial, apresentam os lados normalmente abaixo da superfície do terreno, pois os vértices estão apoiados nos pontos mais baixos do varrimento aéreo por laser. Existe um elevado nível de confiança em que estes pontos com menor cota correspondam a pontos terreno, pois é feito um controlo da selecção do ponto inicial através do parâmetro que estabelece o tamanho máximo de um edifício. Por exemplo, para um tamanho máximo do edifício de 60 m, a aplicação assume que qualquer área de 60 por 60 m tem pelo menos um ponto terreno, desde que existam pontos em torno das várias partes dessa área: o ponto de menor cota é um ponto terreno. Numa segunda fase da filtragem, o algoritmo do TerraScan® começa a modelar a superfície, através da adição iterativa de novos pontos no modelo de superfície TIN (Figura 5.5). Cada ponto adicionado faz com que o modelo da superfície do terreno seguinte seja mais exacto. A parametrização da iteração, do ângulo vertical e da distância entre os pontos, determinam como um ponto deve estar no plano, formado pelo triângulo e no qual está inserido em termos planimétricos, para ser aceite na construção do modelo da superfície do terreno. O ângulo de iteração é o ângulo máximo entre um ponto, na sua projecção no plano do triângulo e o vértice mais próximo no triângulo. A iteração do parâmetro de distância garante que o processo iterativo não dá grandes saltos para cima quando os triângulos são grandes. Isto ajuda a manter os edifícios baixos fora do modelo. Quanto menor o ângulo de iteração, menos a rotina acompanha as mudanças na nuvem de pontos. Deve ser utilizado um ângulo pequeno (cerca de  $4^\circ$ ) em terreno plano e um ângulo maior (cerca de  $10^\circ$ ) em terreno declivoso. A distância máxima entre o ponto candidato e o triângulo no plano foi 1,4 m.



**Figura 5.5** - Parâmetros da filtragem: (a) selecção dos pontos terreno e construção da TIN; (b) medição do ângulo e da distância, adaptado de Zhang e Lin (2013).

Os pontos considerados terreno depois do processo de filtragem são utilizados para a produção de um *raster* com pixels de 1 m x 1 m, o MDTL, através de interpolação espacial, pelo método Spline. A selecção deste método de interpolação espacial foi realizada com base no estudo da avaliação da robustez dos interpoladores, apresentado no Anexo I.

### Integração de edifícios

Analogamente ao processo para a criação do MDSeC, o mapa da altura dos edifícios é adicionado ao MDTL, resultando o MDSeLC (Figura 5.6b). O procedimento para a criação do MDSeLC é ilustrado na Figura 5.6a.

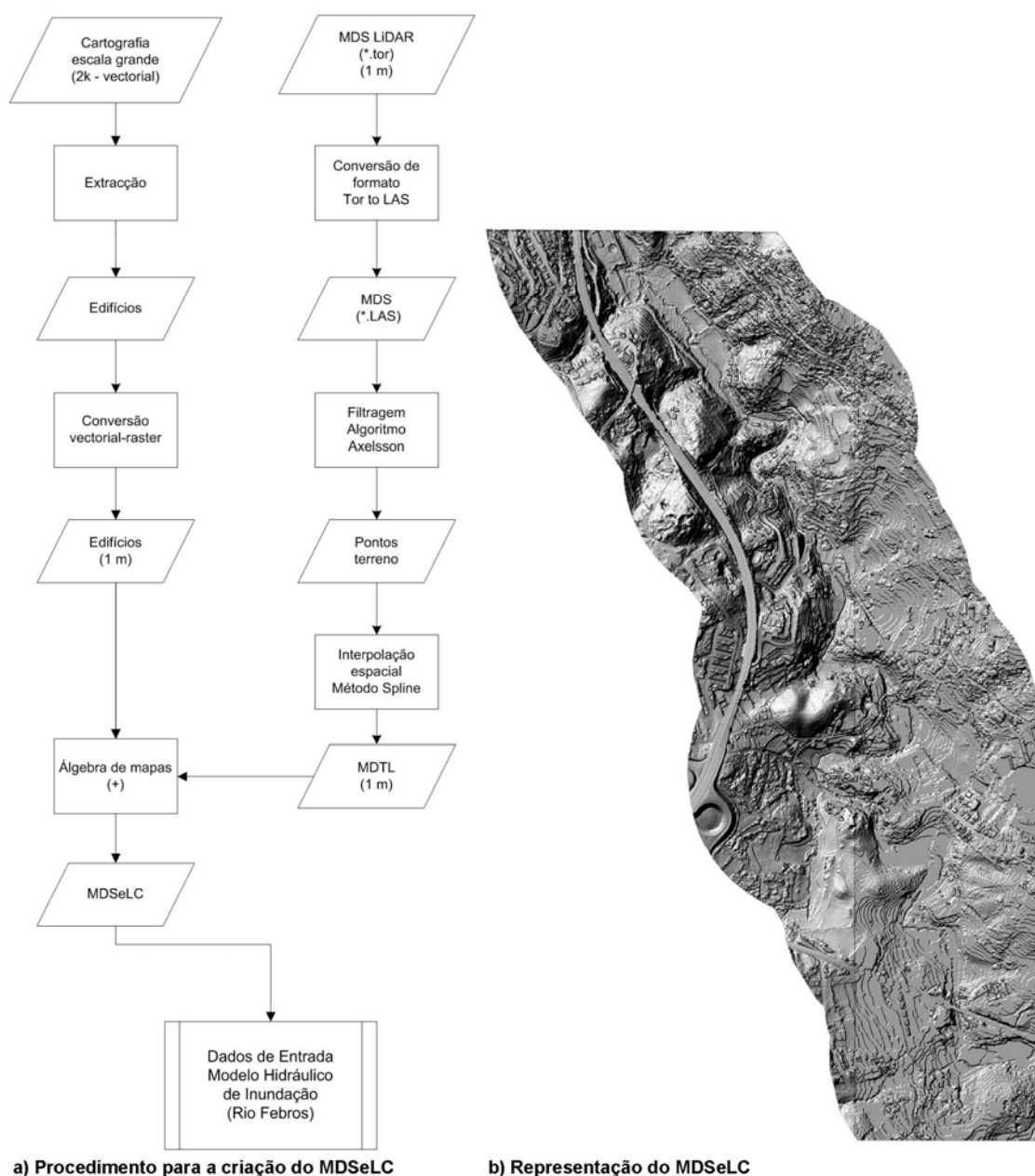


Figura 5.6 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSeLC e ilustração do MDSeLC.



### **Integração de vegetação**

A integração da vegetação consiste na adição da sua altura e localização ao MD TLC. Para isso, torna-se necessário a extracção de todos os objectos acima da superfície terrestre. Este processo contempla a produção do chamado Modelo Digital de Superfície normalizado (MDSn) que se obtém pela subtracção do MDSel com o MD TL e que contém os valores da altura dos objectos presentes na superfície. Para separar a vegetação dos outros objectos são utilizadas orto-imagens CIR de alta resolução espacial (4.3.2) no calculado do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN). Este índice é calculado como a razão entre a reflectividade medida nas regiões do vermelho e do infravermelho próximo do espectro electromagnético, sendo seleccionadas essas duas bandas espectrais por serem as mais afectadas respectivamente pela absorção da clorofila na folhagem da vegetação e pela salubridade da planta.

Aos pixels do *raster* resultante, com valores do IVDN, foi atribuído os valores 0 e 1, consoante o IVDN seja inferior ou igual a 0,2 ou superior a 0,2. (Assume-se que valores de IVDN superiores a 0,2 correspondem a vegetação.) A altura associada a cada um destes pixels é obtida da sua multiplicação com o MDSn representando a distribuição espacial da altura da vegetação. Neste *raster*, aos pixels com um valor de altura superior a 2 m é atribuído o valor 0, por ter sido considerado que apenas a vegetação com altura menor que 2 m condiciona o escoamento superficial.

A Figura 5.7.a ilustra o procedimento para a criação do MDSelCI. O MDSelCI está ilustrado na Figura 5.7.b.

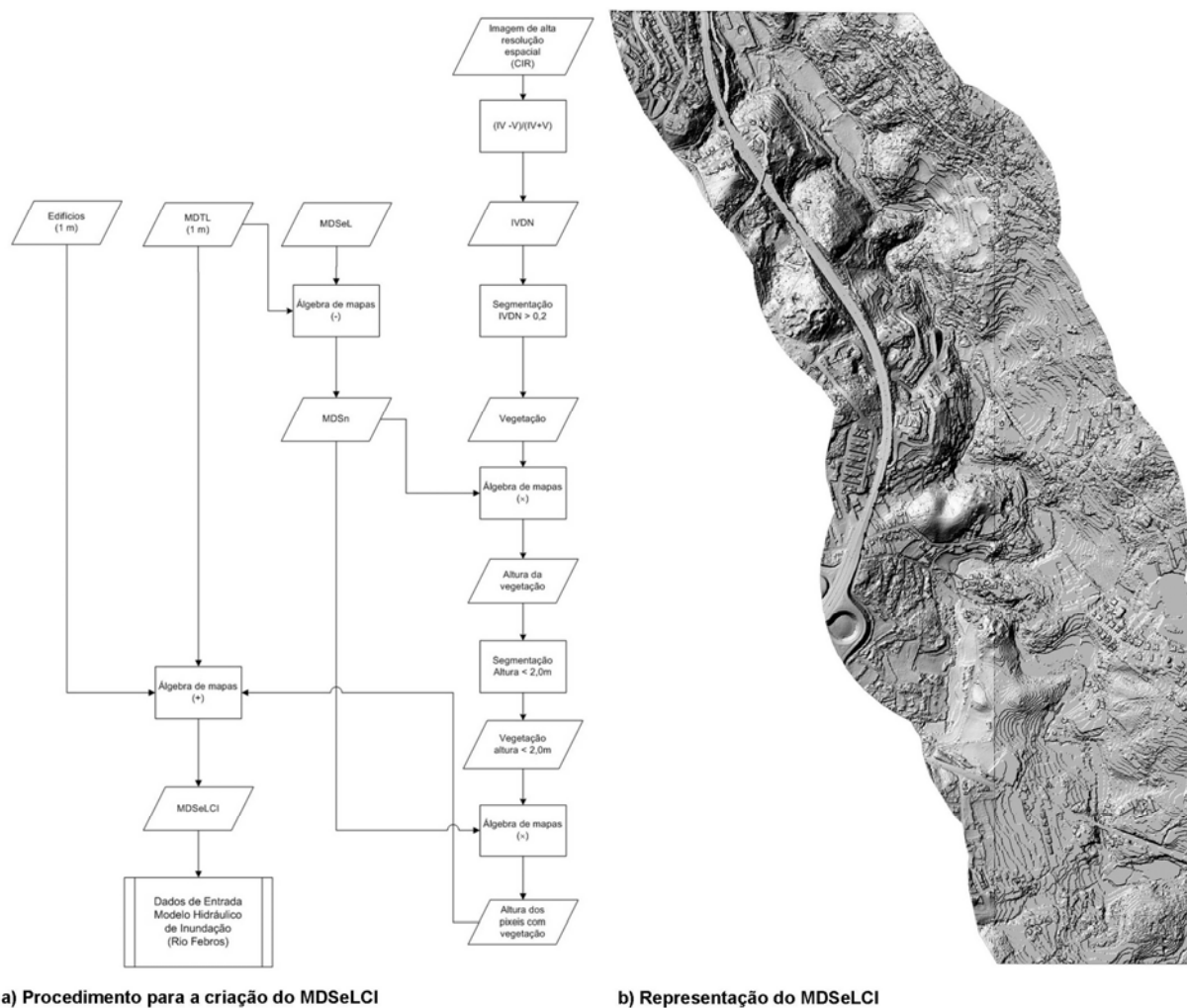


Figura 5.7 - Fluxograma do procedimento para criação do MDSelCI e ilustração do MDSelCI.

### 5.2.4 Análise dos modelos digitais de superfície de escoamento

A análise dos modelos digitais de superfície de escoamento permite concluir até que ponto os vários MDSe são diferentes. Esta diferença entre os MDSe é aqui entendida do ponto de vista estatístico e refere-se às populações a que pertencem os valores de altitude. Este resultado é importante para a calibração e validação do modelo hidráulico de inundação (5.5), uma vez que MDSe diferentes obrigam a calibração e validação independentes.

O procedimento para esta análise envolve testes estatísticos que permitem primeiro determinar a distribuição da população dos valores de altitude de cada um dos MDSe e depois verificar se existem diferenças significativas entre as populações.

Uma análise prévia das diferenças existentes na representação da superfície do terreno entre os quatro MDSe pode ser efectuada através da sua inspecção visual Figura 5.8.

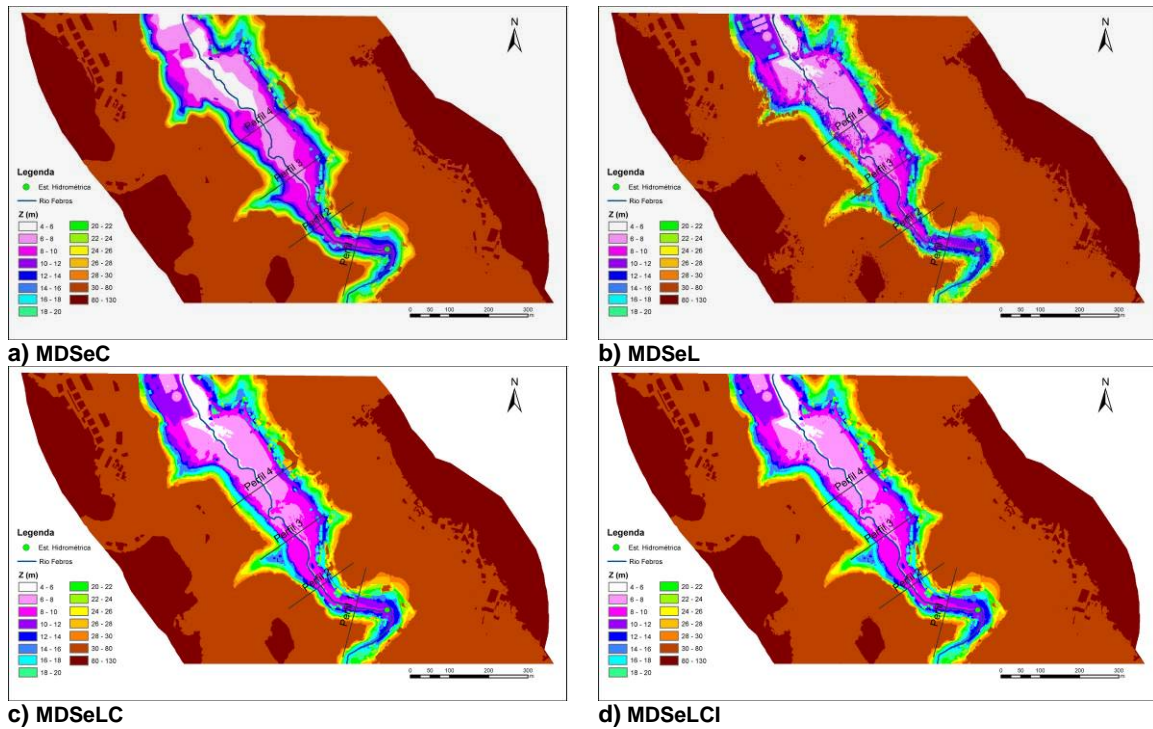
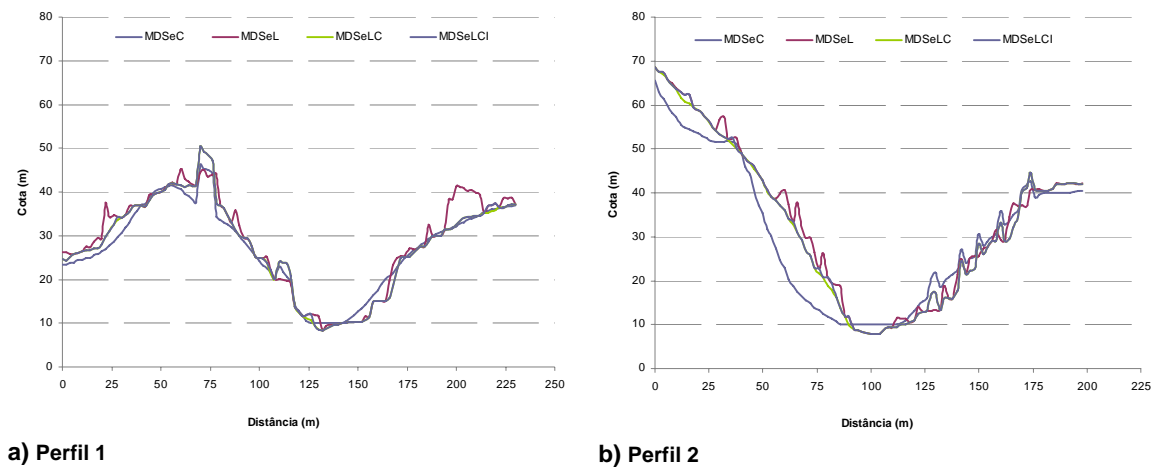
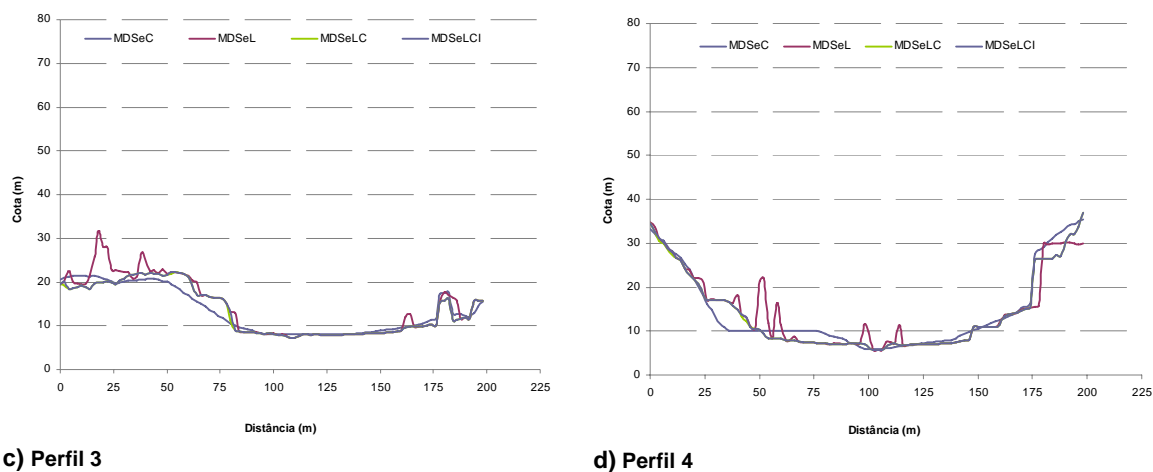


Figura 5.8 - Modelos digitais de superfície de escoamento.

Para além da visualização dos MDSe, podem ser visualizados perfis obtidos pela intersecção de uma superfície vertical com os vários MDSe. A Figura 5.9 ilustra quatro perfis transversais ao rio Febros, sendo que cada perfil tem quatro representações conforme o MDSe em que foi obtido.





**Figura 5.9 -** Variação de cota em perfil nos diversos MDSe.

Para a realização da análise estatística, foram amostrados aleatoriamente 940 pontos correspondentes a valores de altitude extraídos de cada MDSe. A amostra de pontos foi obtida na envolvente de 100 metros do Rio Febros, de forma a representar a área potencialmente inundável. Em primeiro lugar foi necessário analisar a distribuição das amostras, extraídas do MDSeC, MDSeL, MDSeLC, e MDSeLCI. O teste de ajustamento de Kolmogorov-Smirnov permite averiguar se uma amostra pode ser considerada como proveniente de uma população com uma determinada distribuição (normal, uniforme, exponencial e Poisson). Como não são conhecidos os valores da média ( $\mu$ ) e do desvio padrão ( $\sigma$ ) da população, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov com a correcção de Lilliefors (Marques de Sá, 2007), e ainda outro teste de ajustamento específico para a lei normal, o teste de Shapiro-Wilk (Marques de Sá, 2007). Os resultados dos testes são apresentados no Quadro 5.1.

As hipóteses a testar são:

$H_0$ : A população tem uma distribuição normal;

$H_1$ : A população não tem uma distribuição normal.

**Quadro 5.1 -** Resultados dos testes de análise da distribuição normal.

	Kolmogorov-Smirnov	Shapiro-Wilk
<b>MDSeC</b>	0,088	0,937
<b>MDSeL</b>	0,092	0,949
<b>MDSeLC</b>	0,088	0,938
<b>MDSeLCI</b>	0,089	0,938

Para nível de significância de 0,05 e  $n$  igual a 940, o valor crítico tabelado é 0,044, por isso de acordo com os resultados apresentados no Quadro 5.1 é rejeitada a hipótese de ajustamento da população à distribuição normal.

Como as amostras não apresentam uma distribuição normal foi utilizada uma análise estatística não paramétrica, o teste Kruskal-Wallis. O objectivo do teste de Kruskal-Wallis é verificar se as diferentes amostras são provenientes de populações idênticas em relação às medianas (Marques de Sá, 2007), permitindo testar se os valores de altitude dos MDSe são globalmente semelhantes ou se existem MDSe com valores globalmente maiores ou menores do que outros.

As hipóteses a testar são:

$H_0$ : Não há diferenças entre as medianas das 4 populações;

$H_1$ : Há diferenças entre as medianas das 4 populações.

Para um nível de significância de 0,05, os resultados do teste de Kruskal-Wallis (Quadro 5.2) rejeitam  $H_0$ , confirmando-se que existem diferenças significativas entre os MDSe. Assim, na fase de calibração e validação os quatro MDSe serão tratados de forma independentes.

**Quadro 5.2** - Resultados do teste de Kruskal-Wallis.

	Kruskal-Wallis
<b>MDSeC - MDSeL</b>	Rejeita $H_0$
<b>MDSeC - MDSeLC</b>	Rejeita $H_0$
<b>MDSeC - MDSeLCI</b>	Rejeita $H_0$
<b>MDSeL - MDSeLC</b>	Rejeita $H_0$
<b>MDSeL - MDSeLCI</b>	Rejeita $H_0$
<b>MDSeLC - MDSeLCI</b>	Rejeita $H_0$

### 5.3 Geometria das secções transversais do canal

O modelo hidráulico de inundação necessita também, como dado de entrada, do traçado da rede hidrográfica e das características geométricas das secções transversais das linhas de escoamento de água, de acordo com o descrito em 3.6.

A rede hidrográfica da cartografia a escala grande foi utilizada para representar o troço do rio Febros, nas simulações do modelo hidráulico de inundação com base no MDSeC, no MDSeLC, e no MDSeLCI. Na simulação do modelo hidráulico de inundação com base no MDSeL, o troço do rio Febros foi extraído manualmente do MDSL.

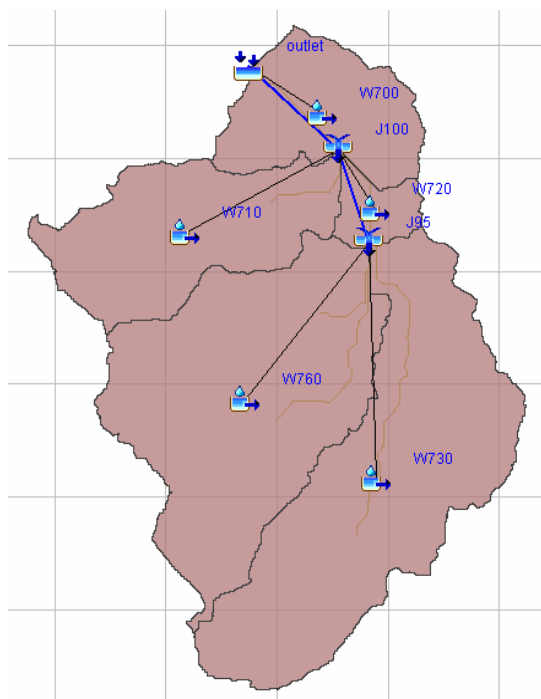
A extracção dos perfis foi realizada através da intersecção de uma superfície vertical, com os vários MDSe, que permitiu obter a geometria, a cota do leito de fundo do canal e a largura das 115 secções transversais, com um espaçamento médio de 35 m.

## 5.4 Condições de fronteira

O modelo LISFLOOD-FP necessita do hidrograma de cheia como condição fronteira a montante. Neste estudo foi utilizado o modelo hidrológico HEC-HMS desenvolvido no Hydrologic Engineering Center do US Army Corps of Engineers, para calcular os hidrogramas de cheia. Este modelo permite simular o processo de transformação da precipitação em escoamento à escala da bacia hidrográfica. Através do modelo HEC-HMS foram estimadas as condições de escoamento no troço do rio Febros para os eventos de precipitação ocorridos nos seguintes períodos: 13 a 14 de Dezembro de 2012 e 18 a 19 de Janeiro de 2013, e também para os período de retorno de 5, 50, 100, e 500 anos.

O pré processamento dos dados necessários para criar os ficheiros de entrada do modelo HEC-HMS foi efectuado com recurso aos SIG nomeadamente à extensão HEC-GeoHMS para ArcGIS®. Os parâmetros hidrológicos (tc, tlag) são extraídos do Modelo Digital do Terreno e em conjunto com os dados hidrológicos (CN e precipitação) são importados para o programa HEC-HMS.

O modelo utilizado discretiza a bacia hidrográfica em vários elementos hidrológicos que representam os processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica e na rede de drenagem. O hidrograma de cheia na secção de referência é o resultado da combinação dos hidrogramas de cheias relativos às sub bacias, e da propagação de tais hidrogramas ao longo dos sucessivos trechos da rede de drenagem. Na Figura 5.10 é apresentada a representação esquemática da bacia hidrográfica no modelo. A bacia hidrográfica do rio Febros, na secção a montante do troço em estudo, tem uma área de 24,2 km<sup>2</sup>.



**Figura 5.10** - Representação esquemática da bacia e sub-bacias no modelo HEC-HMS.

No cálculo das perdas de precipitação foi utilizado o modelo do *Soil Conservation Service* (SCS) adequado aos dados disponíveis. Este modelo necessita apenas de dados do hietograma de precipitação e do número de escoamento ou *Curve Number* (CN) um parâmetro que permite atender à utilização/ocupação do solo numa bacia hidrográfica, tendo também em conta a incidência das áreas impermeáveis. A determinação deste parâmetro é função da ocupação do solo e do tipo de solo. Deste modo e com base na informação anterior e na carta de CN disponível no Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos foi determinado para cada uma das sub-bacias o valor de CN. Foram considerados os valores de CN corrigidos para condições antecedentes de humidade mais húmidas (AMC III) que são as que mais frequentemente se registam em Portugal Continental antes da ocorrência de inundações.

O hidrograma de cheia foi calculado através do Hidrograma Unitário do SCS. Este método necessita dos dados relativos ao tempo de resposta da bacia ( $t_{lag}$ ) que é função do tempo de concentração. O tempo de resposta da bacia hidrográfica foi fixado em 60% do tempo de concentração.

Para determinar o tempo de concentração procedeu-se ao seu cálculo por aplicação da equação 5.1, proposta pelo *Soil Conservation Service* (1972):

$$t_c = \frac{100}{0,3038^{0,8}} \times \frac{L^{0,8} \times \left( \frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7}}{1900 \times S_m^{0,5}} \quad 5.1$$

onde:

- $t_c$  - tempo de concentração (min);
- L - comprimento do curso de água principal (m);
- $S_m$  - declive médio da bacia hidrográfica (%);
- CN - número de escoamento na bacia hidrográfica.

A propagação dos hidrogramas de cheia ao longo de cada trecho da rede de drenagem foi simulada com base na aplicação o método de lag, que considera a translação da onda de cheia, sem qualquer amortecimento. A velocidade do escoamento em cada trecho foi considerada constante e igual a 0,9 m/s.

No Quadro 5.3 é apresentada a caracterização dos parâmetros fisiográficos e hidrológicos das sub-bacias, que são considerados na modelação hidrológica.

**Quadro 5.3** - Parâmetros fisiográficos e hidrológicos das sub-bacias considerados no modelo HEC-HMS.

Sub bacia	w700	w710	w730	w720	w760
Área (km <sup>2</sup> )	2,84	4,24	8,30	0,68	8,16
CN	72	68	67	75	66
Área impermeável (%)	21,9	31,6	18,4	18,0	28,7
Declive (%)	8,5	7,8	11,4	11,4	7,8
tc (h)	0,64	0,86	1,56	0,64	1,56
t <sub>Lag</sub> (min)	23	31	56	23	56

Os hidrogramas obtidos para os dois eventos de precipitação registados, são apresentados na Figura 5.11 e na Figura 5.12.

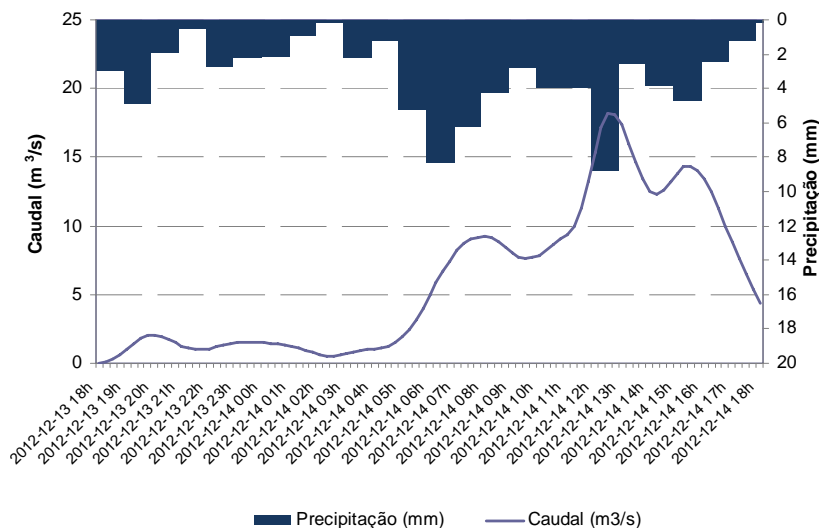


Figura 5.11 - Hidrograma na secção de referência para o evento de 13 e 14 de Dezembro de 2012.

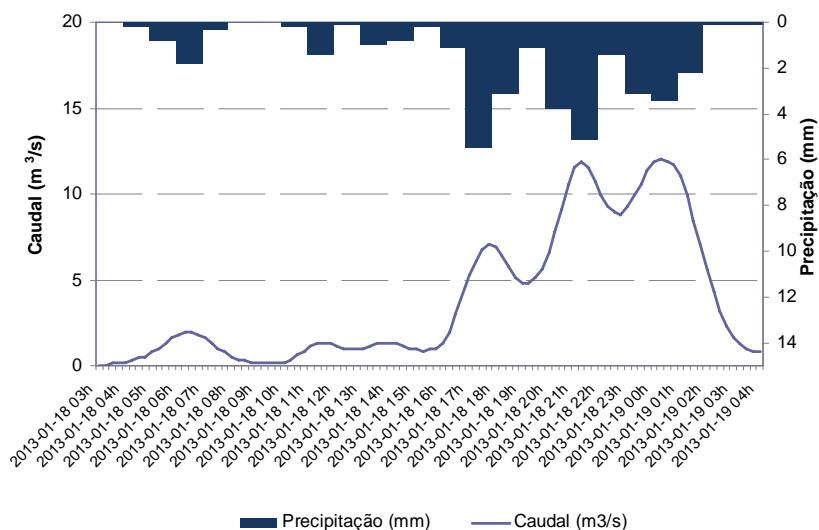


Figura 5.12 - Hidrograma na secção de referência para o evento de 18 e 19 de Janeiro de 2013.

Os dois hidrogramas de cheia calculados, foram aplicados para calibrar e validar o modelo LISFLOOD-FP. Na avaliação do risco de inundação para os dois estudos de caso referidos foram aplicados os hidrogramas de cheia relativos a diferentes períodos de retorno.

Para os períodos de retorno (5, 50, 100, e 500 anos) foram calculados os hietogramas com base nas curvas IDF dos postos representativos (Brandão *et al.*, 2001). Para o estudo de caso do rio Febros foi considerado que o posto udométrico mais próximo da bacia hidrográfica e com características mais semelhantes é o de Viana do Castelo. Como duração da chuvada foi considerado o tempo de concentração da bacia hidrográfica (Quadro 5.3).



As curvas IDF com base em Brandão *et al.* (2001) são expressas pela equação 5.2:

$$i = at^b$$

5.2

onde:

- i - intensidade média da precipitação (mm/h);
- a,b - parâmetros das curvas IDF característicos do posto udométrico e dependentes do período de retorno;
- t - duração da precipitação (h).

Com base na consulta dos resultados apresentados em Brandão *et al.* (2001) foram identificados os parâmetros da curva IDF característicos do posto udométrico de Viana do Castelo, para os vários períodos de retorno Quadro 5.4.

**Quadro 5.4 - Parâmetros da curva IDF do posto udométrico de Viana do Castelo.**

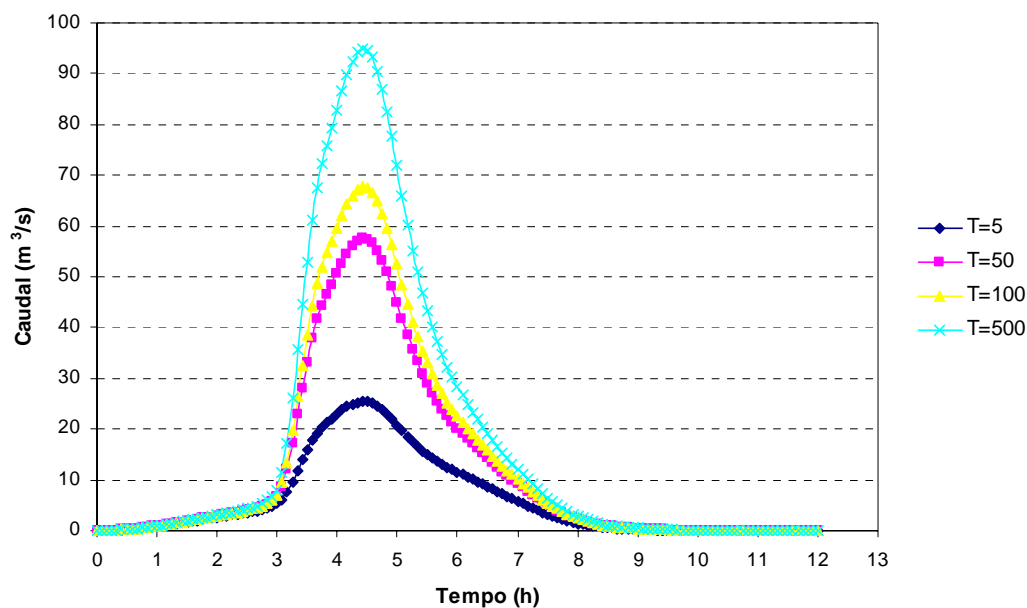
Período de tempo	5 a 30 min		30 a 360 min	
Parâmetros	a	b	a	b
T=5	286,54	-0,51	545,43	-0,70
T=50	465,21	-0,50	1216,60	-0,79
T=100	517,19	-0,50	1428,20	-0,80
T=500	637,36	-0,50	1934,00	-0,82

Através da equação 4.2 é obtido o valor da intensidade de precipitação para as diferentes durações, a partir do qual é calculada a precipitação acumulada para os vários períodos de retorno Quadro 5.5. Os valores de precipitação acumulada são introduzidos no modelo HEC--HMS para cálculo do hidrograma de cheia através do método do hidrograma unitário sintético do SCS, considerando um hietograma de blocos alternados (Feldman, 2000). O padrão de reorganização dos sucessivos incrementos de precipitação através de blocos alternados considera que a maior quantidade de precipitação no incremento de tempo considerado, ocorre sensivelmente a meio da duração do evento de precipitação. As restantes parcelas de precipitação são ordenadas por ordem decrescente no incremento de tempo, e dispostas sequencialmente e de modo alternado em torno daquele bloco central.

**Quadro 5.5 – Valores de precipitação acumulada (mm).**

Tempo (min)	T=5	T=50	T=100	T=500
5	10,5	17,3	19,3	23,9
15	17,9	29,9	33,4	41,5
60	30,5	48,7	54,0	66,3
120	37,5	56,5	62,0	74,9
180	42,3	61,6	67,2	80,4
360	51,9	71,5	77,2	90,8

Os hidrogramas na secção de referência para os períodos de retorno de 5, 50, 100, e 500 anos foram obtidos através do HEC-HMS e são apresentados na Figura 5.13.



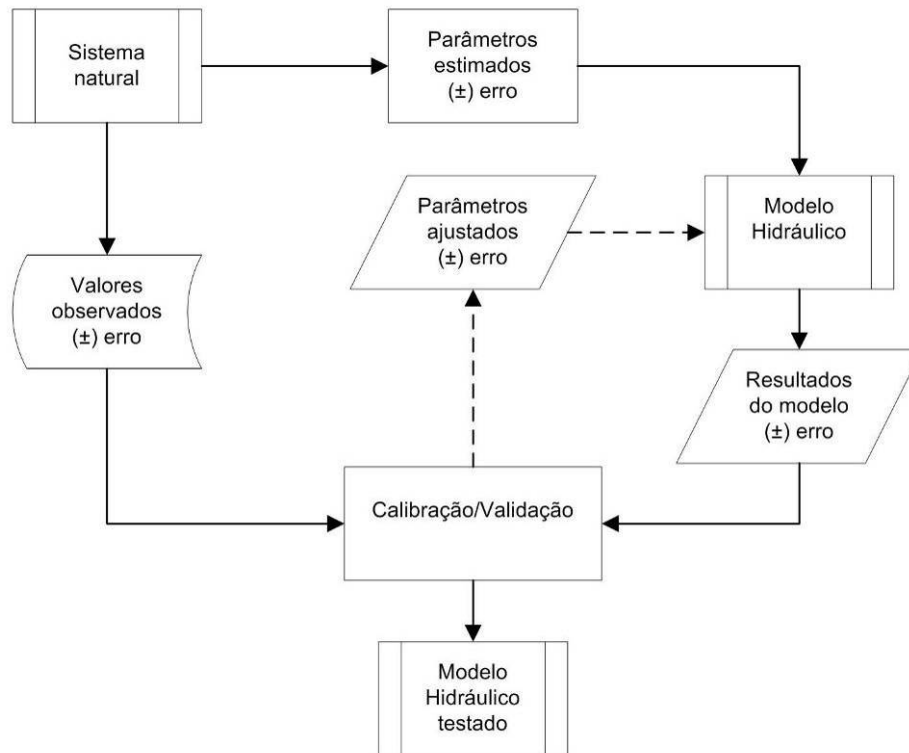
**Figura 5.13** - Hidrogramas na secção de referência para os períodos de retorno de 5, 50, 100 e 500 anos.

Os caudais de ponta de cheia dos hidrogramas de cheia para os eventos representados na Figura 5.11 e na Figura 5.12 são inferiores ao caudal de ponta de cheia obtido para o período de retorno de 5 anos, pelo que se conclui que o período de retorno correspondente a estes dois eventos são inferiores a 5 anos.

## 5.5 Calibração e validação do modelo hidráulico de inundação

A aplicação do modelo LISFLOOD-FP na simulação hidráulica do escoamento em superfície livre, provocado por eventos de precipitação intensa e de curta duração no canal e na zona adjacente do troço do rio Febros obriga à calibração e validação do modelo.

Na Figura 5.14 são apresentados os procedimentos de calibração e validação do modelo hidráulico de inundação. O desempenho do modelo depende dos erros nos parâmetros de entrada do modelo, por isso é necessário avaliar o ajustamento dos valores calculados através do modelo e os valores observados no sistema hídrico.



**Figura 5.14** - Metodologia para calibração e validação do modelo hidráulico de inundação.

Na calibração e validação do modelo LISFLOOD-FP procura-se o ajustamento do parâmetro coeficiente de resistência de Manning ( $n$ ) no canal, de forma a otimizar o desempenho do modelo e a garantir uma boa representação do sistema hídrico pelo modelo computacional.

### 5.5.1 Metodologia

A metodologia de calibração e validação do modelo hidráulico de inundação LISFLOOD-FP aplicado ao rio Febros, num troço de aproximadamente 4 km, foi a seguinte:

1. No leito do canal foi calibrado o coeficiente de resistência de Manning e identificado o valor que resulta num bom desempenho do modelo na estimativa da altura de água nas estações hidrométricas (DM e 4L);
2. Se o resultado do desempenho do modelo não é bom, altera-se o parâmetro até se obter um bom desempenho ao nível da estimativa da altura de água;
3. Após obter os valores de coeficiente de resistência de Manning no leito do canal que verifiquem o melhor ajustamento do modelo na estimativa da altura de água, foi verificado o ajustamento do modelo na delimitação da extensão de inundação;
4. A nova parametrização é aplicada e verificado o desempenho do modelo para outro evento de cheia com inundação.

A calibração do modelo hidráulico de inundação foi um processo, manual e iterativo, de ajustamento do coeficiente de resistência no leito do canal. A opção por uma calibração manual deveu-se aos elevados tempos computacionais necessários para simulação, com elevada

resolução espacial, do modelo LISFLOOD-FP, de acordo com o apresentado no capítulo 3. O processo de calibração e validação do modelo LISFLOOD-FP foi realizado de forma independente para os quatro modelos digitais de superfície de escoamento: MDSeC, MDSeL, MDSeLC, e MDSeLCI.

Com o registo das alturas de água nas duas estações hidrométricas instaladas em duas secções do rio Febros (4.3.6) foi possível realizar uma calibração multi-localização do modelo LISFLOOD-FP. Os registos de altura de água foram obtidos com uma periodicidade de 15 minutos.

O período de registos e o conteúdo da informação da série de dados de campo utilizados são dois aspectos críticos na avaliação do modelo, porque têm uma forte influência sobre o desempenho do modelo. Neste estudo foram identificados nos registos das estações hidrométricas os períodos correspondentes a eventos de inundação. Os dois hidrogramas obtidos nas estações hidrométricas (DM e 4L), e a extensão de inundação determinada através de recolha de dados no campo foram os elementos utilizados na calibração multi-resposta do modelo, e conseqüentemente no ajustamento do coeficiente de resistência no leito do canal.

Na calibração do modelo hidráulico foi simulado o evento de inundação, ocorrido no período entre as 18h do dia 13 de Dezembro de 2012 e as 18h do dia 14 de Dezembro de 2012.

Obtidos os valores a atribuir ao coeficiente de resistência no leito do canal através do processo de calibração, estes valores foram aplicados no processo de validação. O período de validação surge na continuação do período de calibração e corresponde ao evento de inundação seguinte que ocorreu no período entre as 03h do dia 18 de Janeiro de 2013 e as 04h do dia 19 de Janeiro de 2013.

Os parâmetros de entrada do modelo LISFLOOD-FP foram descritos em 3.6, e o parâmetro de calibração, coeficiente de resistência no canal, foi utilizado nas gamas apresentadas também nessa secção. Neste estudo não foi calibrado o coeficiente de resistência na zona inundável porque no trabalho de campo apenas foi possível obter a extensão máxima da inundação. O coeficiente de resistência da zona inundável não afecta a extensão de inundação, apenas influencia o tempo que uma determinada célula fica submersa.

O coeficiente de resistência no canal foi alterado gradualmente, com um incremento de  $(0,01 \text{ m}^{-1/3}\text{s}^{-1})$  para permitir compreender a sua resposta nos resultados do modelo. Relativamente à variação espacial do coeficiente de resistência no canal, na simulação do modelo LISFLOOD-FP foi inicialmente adoptado um valor único para todo o troço do rio Febros, na simulação do modelo LISFLOOD-FP. O valor escolhido inicialmente foi de  $0,02 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  característico para rios naturais com secções irregulares e rugosas (Chow, 1988). Com essa configuração, foram realizadas seis simulações variando os valores do coeficiente de resistência no rio entre  $0,02 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  e  $0,07 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$ .

O ajustamento manual é realizado por tentativa e erro, através de simulações repetidas do modelo e análise dos resultados. A cada simulação foi medido o ajustamento entre a altura de

água calculada pelo modelo LISFLOOD-FP e a registada nas duas estações hidrométricas (DM e 4L), descritas em 4.3.6, e observados os valores que tomam as funções objectivo: RQEMQ e NSE, apresentadas em 2.4.6. O RQEMQ quantifica o erro de estimativa do modelo, nas unidades da variável (altura de água). O NSE é um indicador adimensional do ajustamento do modelo. A avaliação qualitativa do desempenho do modelo baseada na probabilidade de ajustamento é definida como: muito boa (NSE = 0,900 - 1,000); boa (NSE = 0,80 - 0,899); aceitável (NSE = 0,65 - 0,799); e insatisfatória (NSE < 0,65). Neste estudo foi utilizada a avaliação conjunta do RQEMQ e do NSE (Ritter e Muñoz-Carpena, 2013), que integra os critérios de ajustamento e a análise da significância estatística permitindo obter a distribuição da probabilidade do indicador de desempenho. Foi também realizada a análise visual dos hidrogramas obtidos, calculado e medido, que em conjunto com os critérios da avaliação de desempenho indicam a direcção da alteração do parâmetro coeficiente de resistência no rio a utilizar na simulação seguinte do modelo LISFLOOD-FP.

Numa segunda etapa foi realizado um ajustamento de montante para jusante, tomando em consideração que as duas estações hidrométricas instaladas dividem o rio em troços com diferentes valores de coeficiente de resistência. No troço a jusante da estação hidrométrica DM foi adoptado um valor do coeficiente de Manning ( $n$ ) diferente do troço a montante.

O modelo permite simular outros processos hidráulicos, de acordo com o apresentado no capítulo 3, por isso no âmbito deste estudo foi também considerada a resposta do modelo na delimitação da extensão de inundação. A avaliação do desempenho do modelo hidráulico na estimativa da extensão de inundação foi realizada através da determinação da correspondência espacial entre as células estimadas como molhadas pelo modelo com o limite de inundação obtido no trabalho de campo. Foi utilizado o indicador de desempenho  $F$  (2.4.6).

### 5.5.2 Resultados da calibração

Os resultados obtidos para os critérios de avaliação de desempenho foram analisados em conjunto. A análise visual baseada na comparação dos hidrogramas calculados e observados é apresentada no Anexo IV. No Quadro 5.6 são apresentados os resultados finais para os critérios de avaliação de desempenho (RQEMQ e NSE) do modelo LISFLOOD-FP na estimativa da altura de água, para os quatro modelos digitais de superfície de escoamento (MDS<sub>SeC</sub>, MDS<sub>SeL</sub>, MDS<sub>SeLC</sub>, e MDS<sub>SeLCI</sub>), nas duas estações hidrométricas.

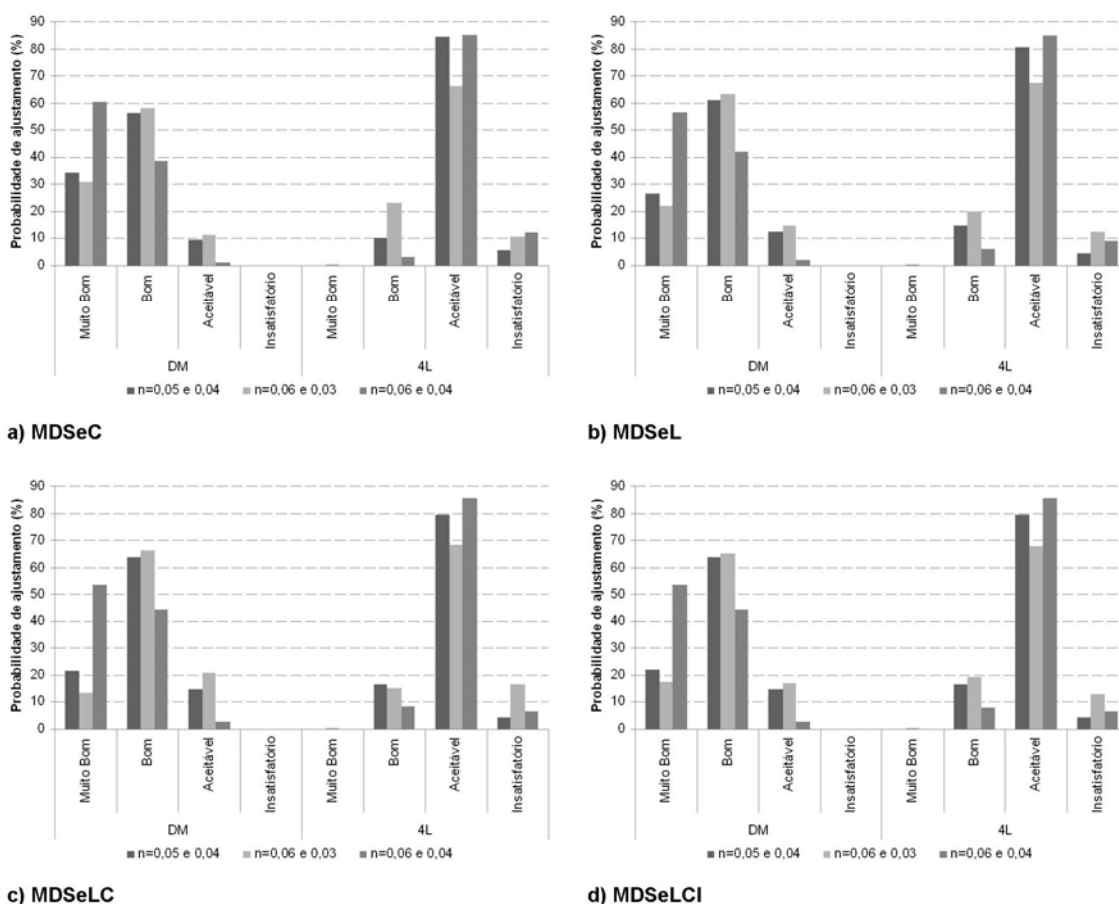
**Quadro 5.6** – Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água, no processo de calibração nas duas estações hidrométricas.

MDS <sub>e</sub>	Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,02	n=0,03	n=0,04	n=0,05	n=0,06	n=0,07	n=0,05 e 0,04	n=0,05 e 0,03	n=0,04 e 0,03	n=0,06 e 0,03	n=0,06 e 0,04
MDS <sub>eC</sub>	DM	RQEMQ (m)	0,46	0,32	0,20	0,15	0,12	0,22	0,16	0,20	0,25	0,16	0,14
		NSE (-)	-0,04	0,52	0,81	0,90	0,93	0,76	0,88	0,81	0,69	0,88	0,91
	4L	RQEMQ (m)	0,32	0,20	0,17	0,32	0,23	0,42	0,18	0,18	0,19	0,17	0,19
		NSE (-)	0,20	0,68	0,77	0,18	0,58	-0,39	0,74	0,74	0,72	0,76	0,72
MDS <sub>eL</sub>	DM	RQEMQ (m)	0,47	0,32	0,20	0,13	0,14	0,21	0,16	0,21	0,26	0,17	0,14
		NSE (-)	-0,06	0,50	0,80	0,92	0,91	0,79	0,87	0,79	0,67	0,87	0,91
	4L	RQEMQ (m)	0,32	0,20	0,17	0,22	0,30	0,39	0,18	0,18	0,19	0,18	0,18
		NSE (-)	0,18	0,66	0,77	0,61	0,26	-0,24	0,75	0,73	0,70	0,75	0,73
MDS <sub>eLC</sub>	DM	RQEMQ (m)	0,47	0,33	0,21	0,13	0,13	0,20	0,17	0,21	0,27	0,18	0,14
		NSE (-)	-0,07	0,49	0,79	0,92	0,91	0,80	0,86	0,78	0,66	0,85	0,90
	4L	RQEMQ (m)	0,32	0,21	0,17	0,22	0,30	0,38	0,17	0,18	0,19	0,18	0,18
		NSE (-)	0,17	0,66	0,77	0,62	0,29	-0,19	0,76	0,73	0,70	0,73	0,74
MDS <sub>eLCI</sub>	DM	RQEMQ (m)	0,47	0,33	0,21	0,14	0,15	0,22	0,17	0,21	0,27	0,17	0,14
		NSE (-)	-0,07	0,49	0,79	0,91	0,89	0,77	0,87	0,78	0,66	0,86	0,90
	4L	RQEMQ (m)	0,32	0,21	0,17	0,22	0,30	0,39	0,17	0,18	0,19	0,18	0,18
		NSE (-)	0,17	0,66	0,77	0,62	0,29	-0,20	0,76	0,73	0,70	0,75	0,74

Os resultados das simulações com o  $n$  variável no canal mostram que os pares de valores de  $n$  (0,06 e 0,03), (0,05 e 0,04), e (0,06 e 0,04) permitem um bom ajustamento simultâneo do modelo às medições realizadas nas duas estações hidrométricas (Quadro 5.6). Nestas simulações verificou-se que a RQEMQ da estimativa da altura de água varia entre 0,14 m e 0,19 m. Esta gama de valores está próxima da exactidão vertical (RQEMQ) dos dados LiDAR (0,15 m).

Na Figura 5.15 é ilustrada a probabilidade de ajustamento do modelo (NSE), para os quatro MDS<sub>e</sub>, calculada segundo o método apresentado em Ritter e Muñoz-Carpena (2013), nas duas estações hidrométricas (DM e 4L).

Os resultados do ajustamento do modelo para os quatro MDS<sub>e</sub> (Figura 5.15), considerando as classes (Muito Bom e Bom) de probabilidade de ajustamento do modelo nas duas estações hidrométricas, mostram que os pares de valores de  $n$  (0,06 e 0,03) e (0,05 e 0,04) permitem um ajustamento multi-localização do modelo. No entanto, é necessário completar a avaliação de desempenho do modelo ao nível da estimativa da extensão de inundação.



**Figura 5.15** - Probabilidade de ajustamento do modelo (NSE) para os vários MDSe, nas duas estações hidrométricas (calibração).

No Quadro 5.7 são apresentados os valores do indicador de desempenho do modelo ( $F$ ) na estimativa da extensão de inundação para os quatro modelos digitais de superfície de escoamento (MDS<sub>SeC</sub>, MDS<sub>SeL</sub>, MDS<sub>SeLC</sub>, e MDS<sub>SeLCI</sub>). Na avaliação de desempenho do modelo na delimitação da extensão de inundação foram utilizados os valores de coeficiente de resistência correspondentes aos melhores resultados de ajustamento na estimativa da altura de água.

**Quadro 5.7** – Resultados da avaliação de desempenho ( $F$ ) do modelo na estimativa da extensão de inundação, no processo de calibração.

Coeficiente de resistência	MDS <sub>SeC</sub>	MDS <sub>SeL</sub>	MDS <sub>SeLC</sub>	MDS <sub>SeLCI</sub>
$n=0,05$ e $0,04$	0,54	0,62	0,77	0,79
$n=0,06$ e $0,03$	0,60	0,63	0,71	0,73
$n=0,06$ e $0,04$	0,59	0,62	0,77	0,79

A avaliação conjunta da estimativa da altura de água e da extensão de inundação mostra que existe uma melhoria de desempenho do modelo resultante da integração de diferentes fontes de informação na construção do MDSe. A integração de dados LiDAR e cartografia a escala grande na construção do MDS<sub>SeLC</sub> mostra bons resultados de  $F$  (0,71 - 0,77) nas estimativas

da extensão de inundação, contudo a adição de informação proveniente das imagens aéreas de alta resolução (MDSelCI) contribui, também, para um acréscimo de desempenho do modelo.

Os resultados apresentados no Quadro 5.7 confirmam a importância dos dados LiDAR, como dado de entrada (2.4.5.1), na simulação hidráulica de eventos de inundação.

A calibração multi-localização do modelo LISFLOOD-FP, para a estimativa da altura de água (Quadro 5.6 e Figura 5.15) e da extensão de inundação (Quadro 5.7), mostra que é obtido o melhor ajustamento com a seguinte parametrização do coeficiente de resistência no leito do canal, baseado nos vários MDSe:

1.  $n$  (0,06 e 0,03) para o MDSeC e o MDSeL;
2.  $n$  (0,05 e 0,04) para o MDSeLC e o MDSeLCI.

Os resultados da delimitação da zona inundável prevista pelo modelo LISFLOOD-FP, com esta parametrização do coeficiente de resistência no canal para os vários MDSe, são apresentados na Figura 5.16.



**Figura 5.16** - Extensão de inundação prevista pelo modelo e delimitada no trabalho de campo para os vários MDSe.



O modelo LISFLOOD-FP conseguiu representar a extensão de inundação e altura de água de com maior eficiência (0,79) para o MDSeLCI, que é um elemento importante para o cálculo do perigo de inundação. Os resultados da extensão de inundação estimada pelo LISFLOOD-FP mostram, que entre o MDSeLC e o MDSeLCI, existe uma concordância espacial ( $F$ ) de 0,95, e ambos os MDSe apresentam valores próximos de desempenho na estimativa da extensão de inundação e da altura água. Os resultados obtidos demonstram um bom desempenho do modelo LISFLOOD-FP para a simulação hidráulica de uma inundação fluvial.

### 5.5.3 Resultados da validação

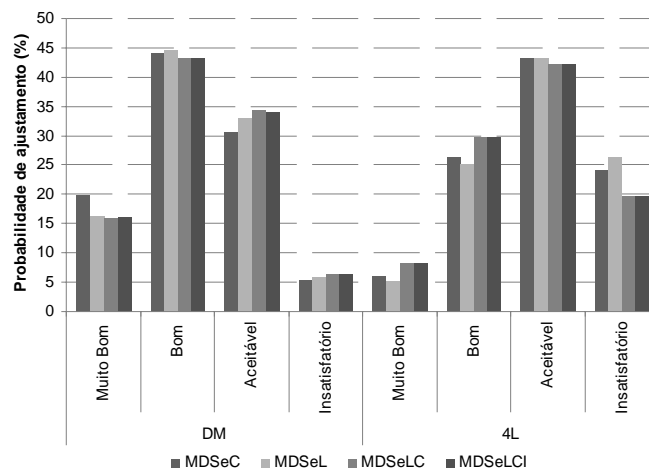
Os pares de coeficientes de resistência no canal utilizados na validação correspondem àqueles que apresentaram, na fase de calibração, o melhor ajustamento do modelo para cada MDSe. No Quadro 5.8 são apresentados os resultados finais dos indicadores de desempenho (RQEMQ e NSE) do modelo na estimativa da altura de água nas estações hidrométricas do rio Febros.

**Quadro 5.8** – Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água, no processo de validação.

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,06 e 0,03		n=0,05 e 0,04	
		MDSeC	MDSeL	MDSeLC	MDSeLCI
DM	RQEMQ (m)	0,18	0,19	0,19	0,19
	NSE (-)	0,82	0,82	0,81	0,82
4L	RQEMQ (m)	0,20	0,20	0,19	0,19
	NSE (-)	0,73	0,72	0,75	0,75

O resultado da função objectivo varia para o NSE entre 0,81 e 0,82, e entre 0,72 e 0,75, respectivamente na estação hidrométrica DM e na estação hidrométrica 4L. O modelo LISFLOOD-FP apresenta melhor desempenho (NSE) com o MDSeLCI. O modelo demonstrou boa capacidade de simulação para condições diferentes das verificadas no período de calibração, de acordo com os resultados apresentados no Quadro 5.8.

Na Figura 5.17 é apresentada a probabilidade de ajustamento do modelo (NSE) para os quatro MDSe, nas duas estações hidrométricas (DM e 4L).



**Figura 5.17** - Probabilidade de ajustamento do modelo (NSE) para os vários MDS<sub>e</sub>, nas estações hidrométricas (validação).

A simulação com o MDS<sub>e</sub>LCI apresenta um valor de probabilidade de ajustamento do modelo (Muito Bom e Bom) de 59% e 38%, respectivamente, nas estações hidrométricas DM e 4L. A probabilidade cumulativa do ajustamento ser pelo menos aceitável é de 94% e 81%, respectivamente, nas estações hidrométricas DM e 4L.

No Quadro 5.9 são apresentados os valores de desempenho do modelo ( $F$ ) na estimativa da extensão de inundação para os quatro modelos digitais de superfície de escoamento.

**Quadro 5.9** – Resultados da avaliação de desempenho ( $F$ ) do modelo na estimativa da extensão de inundação, no processo de validação.

MDS <sub>e</sub> C	MDS <sub>e</sub> L	MDS <sub>e</sub> LC	MDS <sub>e</sub> LCI
0,53	0,57	0,68	0,71

A avaliação conjunta das previsões da altura de água na secção do rio e da extensão de inundação mostra que integração de diferentes fontes de informação na construção do MDS permitem melhorar o desempenho do modelo hidráulico de inundação. A simulação com o MDS<sub>e</sub>LCI permite obter o maior valor de  $F$ , ou seja existe uma sobreposição de 71% dos pixels, em relação ao observado, na delimitação da extensão de inundação.

No processo de calibração e validação, o modelo LISFLOOD-FP demonstrou uma boa capacidade de estimativa da altura de água no canal e da extensão de inundação, tendo como base o MDS<sub>e</sub>LCI. As simulações efectuadas no capítulo 6, para diferentes períodos de retorno, serão efectuadas de acordo com a parametrização do coeficiente de resistência no canal estabelecida para as secções de montante e jusante do troço do rio Febros, durante o processo de calibração e validação.

## 5.6 Análise do efeito da resolução espacial na delimitação da extensão de inundação

Esta secção tem por objectivo estudar o efeito da resolução espacial do MDSe na extensão da zona inundável e no tempo de computação. Como o MDSeLCI é o modelo com maior exactidão, este estudo parte do MDTL original, com uma grelha de 1 m x 1m, e produz dois MDTL, com grelhas de 2 m x 2 m e 4 m x 4m através de reamostragem por interpolação bilinear, resultando respectivamente o MDTL2 e o MDTL4. O MDSeLCI2 e o MDSeLCI4 resultam então da integração, respectivamente no MDTL2 e MDTL4, do edificado da cartografia a escala grande e da vegetação com altura inferior a 2 m extraída das imagens. Os *rasters* dos objectos foram também redimensionados por interpolação bilinear para células de 2 m e 4 m.

Os dois MDSe assim obtidos são, juntamente com os outros dados de entrada, utilizados na simulação do modelo LISFLOOD-FP para determinação das correspondentes zonas inundáveis. As condições de simulação são iguais às utilizadas na simulação de calibração do modelo com o MDSeLCI como dado de entrada.

No Quadro 5.9 são apresentados os resultados dos critérios de avaliação de desempenho, RQEMQ e NSE, no cálculo da altura de água nas secções do rio Febros.

**Quadro 5.10** - Resultados da avaliação de desempenho do modelo na estimativa da altura de água.

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	MDSeLCI2	MDSeLCI4	
DM	RQEMQ	0,17	0,17	
	NSE	0,86	0,86	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	18,1%	13,5%
		Bom	66,2%	68,6%
		Aceitável	15,6%	17,7%
Insatisfatório		0,1%	0,2%	
4L	RQEMQ	0,18	0,19	
	NSE	0,74	0,72	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0,0%	0,0%
		Bom	10,9%	8,8%
		Aceitável	82,4%	73,5%
Insatisfatório		6,7%	17,7%	

Nas simulações com MDSeLCI2 e o MDSeLCI4 verificaram-se, para o NSE, valores de probabilidade entre 82% e 84% para um ajustamento muito bom e bom, na estação hidrométrica DM. A qualidade do ajustamento diminui na estação hidrométrica 4L, verificando-se um valor de probabilidade que varia entre 82 e 93% para um ajustamento bom e aceitável. Na simulação com o MDSeLCI foi obtida uma probabilidade de 85% de ajustamento muito bom e bom (DM) e 96% de ajustamento bom e aceitável (4L)

As áreas inundadas estimadas pelo modelo LISFLOOD-FP com o MDSeLCI2 e o MDSeLCI4 são iguais a 50 520 m<sup>2</sup> e a 54 704 m<sup>2</sup>, respectivamente. Tendo em consideração a extensão de

inundação obtida com o MDSeLCI, verificou-se um aumento de 13% e 20% dessa área respectivamente com o MDSeLCI2 e o MDSeLCI4 (Figura 5.18).

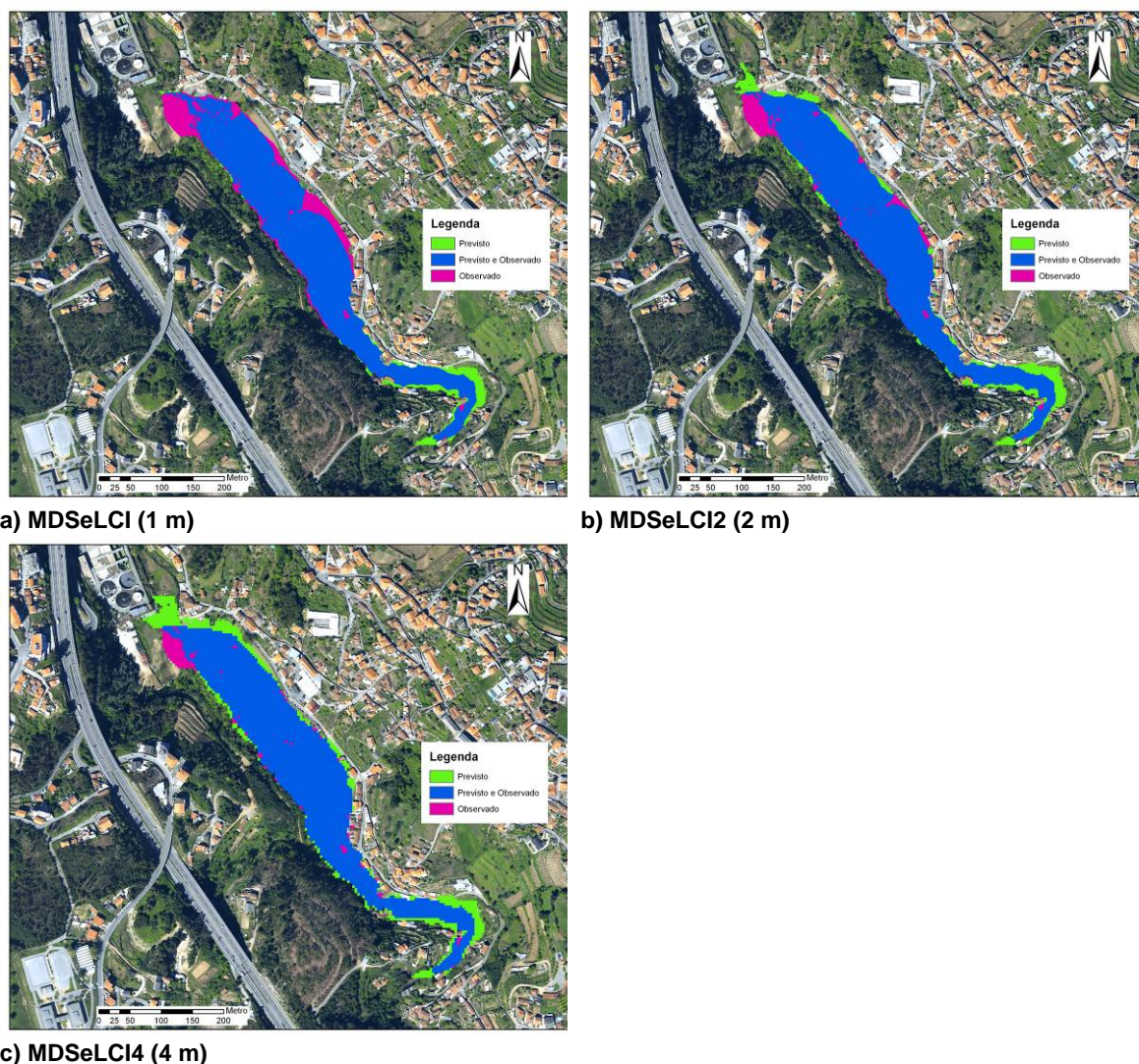


Figura 5.18 - Extensão de inundação prevista e observada para diferentes resoluções espaciais.

Tendo como referência a extensão prevista com o MDSeLCI e utilizando o  $F$  como medida de avaliação da concordância espacial da extensão de inundação, verificou-se que existe um ajustamento de 0,87 e 0,78 respectivamente para o MDSeLCI2 e MDSeLCI4.

Relativamente ao tempo para a simulação computacional, utilizando um computador com processador Xeon E5405 – 2,0 GHz, 32GB de memória RAM, e sistema operativo 64 bits, a utilização do MDSeLCI4 no LISFLOOD-FP permite uma redução de 15,7 vezes do tempo de simulação, em relação à utilização do MDSeLCI2. Por sua vez, a simulação com o MDSeLCI2 permite uma redução de 3,8 vezes do tempo de simulação com o MDSeLCI.

A aplicação de uma menor resolução espacial provoca uma sobrestimação da extensão de inundação, que consequentemente se traduz num aumento da zona de perigo. Esta situação pode funcionar com um acréscimo de segurança na estimativa do risco de inundação e por

isso, numa análise conjunta do desempenho do próprio modelo e da eficiência computacional pode ser considerada como aceitável, a utilização de uma resolução mais grosseira para avaliação do perigo de inundação.

Poder-se-á considerar que é expectável que a extensão de inundação obtida utilizando um *raster* de reduzida resolução derivado de um *raster* de alta resolução, como foi este caso (MDSelCI2 ou MDSelCI4), seja mais exacta do que aquela que se obtém quando é utilizado um *raster* derivado de dados de reduzida resolução. Isto porque os valores em altitude que compõem o MDSelCI2 e MDSelCI4 têm, em princípio, maior exactidão. Para além disto, os coeficientes de resistência são calibrados com o MDSe produzido com dados de alta resolução. De referir que, apesar da baixa resolução (MDSelCI4), os dados integram tipos de informação diversos, como a altitude de pontos no terreno, e a localização e altitude do edificado e da vegetação.

## 5.7 Síntese conclusiva

O modelo LISFLOOD-FP apresentou o melhor ajustamento com a seguinte parametrização do coeficiente de resistência variável no canal: (0,06 e 0,03) para o MDSeC e o MDSeL; e (0,05 e 0,04) para o MDSeLC e o MDSeLCI.

Os resultados obtidos na calibração-validação do modelo demonstram um bom desempenho ( $F > 0,60$  e  $NSE > 0,75$ ) do modelo LISFLOOD-FP para a simulação hidráulica de uma inundação fluvial. Na calibração-validação do modelo LISFLOOD-FP, dos quatro MDSe considerados como dado de entrada do modelo, o MDSeLCI obteve uma estimativa, com maior exactidão ( $NSE (DM) = 0,87$  e  $NSE (4L) = 0,76$ ; e  $F = 0,79$ ), da altura de água no canal e da extensão de inundação.

Os resultados da modelação hidráulica de inundações mostram que o LISFLOOD-FP é sensível à integração no MDSe de dados com precisão e resolução diferentes. Este estudo revela a importância na construção do MDSe da utilização de dados espaciais pertinentes (terreno, edificado, e vegetação) e com grande precisão e resolução, e o seu impacto na exactidão dos resultados do modelo LISFLOOD-FP.

O aumento da resolução espacial do MDSe é traduzida no aumento da extensão de inundação calculada, através do modelo LISFLOOD-FP, até 20% (4m) e na diminuição do tempo computacional até 60 vezes (4m).

Sugere-se que em trabalhos futuros seja melhorada a monitorização temporal da altura de água na zona inundável, destacando-se a necessidade de ampliação da rede de monitorização. O registo destes dados permitirá avaliar o desempenho do modelo hidráulico no cálculo do tempo de início da inundação e da duração da submersão em cada célula da zona de inundação. A instalação de uma rede de monitorização distribuída espacialmente na zona

inundável possibilitará analisar a distribuição espacial e temporal do erro da altura de água e avaliar a respectiva influência dos MDSe.

## 6 AVALIAÇÃO DO PERIGO DE INUNDAÇÃO

### 6.1 Considerações gerais

Neste capítulo foi elaborado um conjunto de mapas de perigo para os dois estudos de caso no município de Vila Nova de Gaia, designadamente no rio Febros e na urbanização de Vila d'Este. As simulações do modelo LISFLOOD-FP para estimar o perigo de inundação foram realizadas para quatro cenários de probabilidade de ocorrência: período de retorno de 5 anos ( $T=5$ ); 50 anos ( $T=50$ ); 100 anos ( $T=100$ ); e 500 anos ( $T=500$ ).

O coeficiente de resistência na zona inundável influencia o tempo de início da ocupação da zona inundada e o instante em que se verifica a altura máxima de água, pelo que na modelação hidráulica de inundações no rio Febros foi realizado o estudo de sensibilidade do coeficiente de Manning para o período retorno de 100 anos. A estimativa da distribuição espacial do tempo de início de inundação é um elemento importante na tomada de decisão para o aviso de inundações, porque pode permitir que as pessoas salvaguardem os bens e preparem os edifícios para o evento de inundação.

A avaliação do perigo de inundação no rio Febros foi realizada com aplicação do MDSeLCI e do MDSeC, que na calibração do modelo LISFLOOD-FP (5.5), correspondem respectivamente ao melhor e ao pior ajustamento do modelo, respectivamente. A avaliação do perigo de inundação na urbanização de Vila d'Este foi efectuada com base no MDSeLCI, por ter sido a representação da superfície do escoamento que permitiu melhor desempenho do modelo.

### 6.2 Análise de sensibilidade do coeficiente de resistência na zona inundável

Na calibração do modelo LISFLOOD-FP, no rio Febros, não foi possível ajustar o coeficiente de resistência na zona inundável, porque não ter disponíveis registos da evolução temporal da altura de água na zona inundável. O coeficiente de resistência na zona inundável tem efeito no instante inicial da inundação e no instante em que se verifica a altura máxima de água, contudo produz alterações limitadas na extensão de inundação (Wilson e Atkinson, 2007).

Tendo como base o modelo LISFLOOD-FP calibrado, com a parametrização do coeficiente de resistência no canal (0,05 e 0,04) e o MDSeLCI, foram realizadas oito simulações, para o período de retorno de 100 anos. Nestas simulações foram adoptados valores de coeficiente de resistência em função da classe de ocupação e uso do solo (Quadro 6.1) e constantes.

**Quadro 6.1** - Coeficientes de resistência ( $n$  Manning).

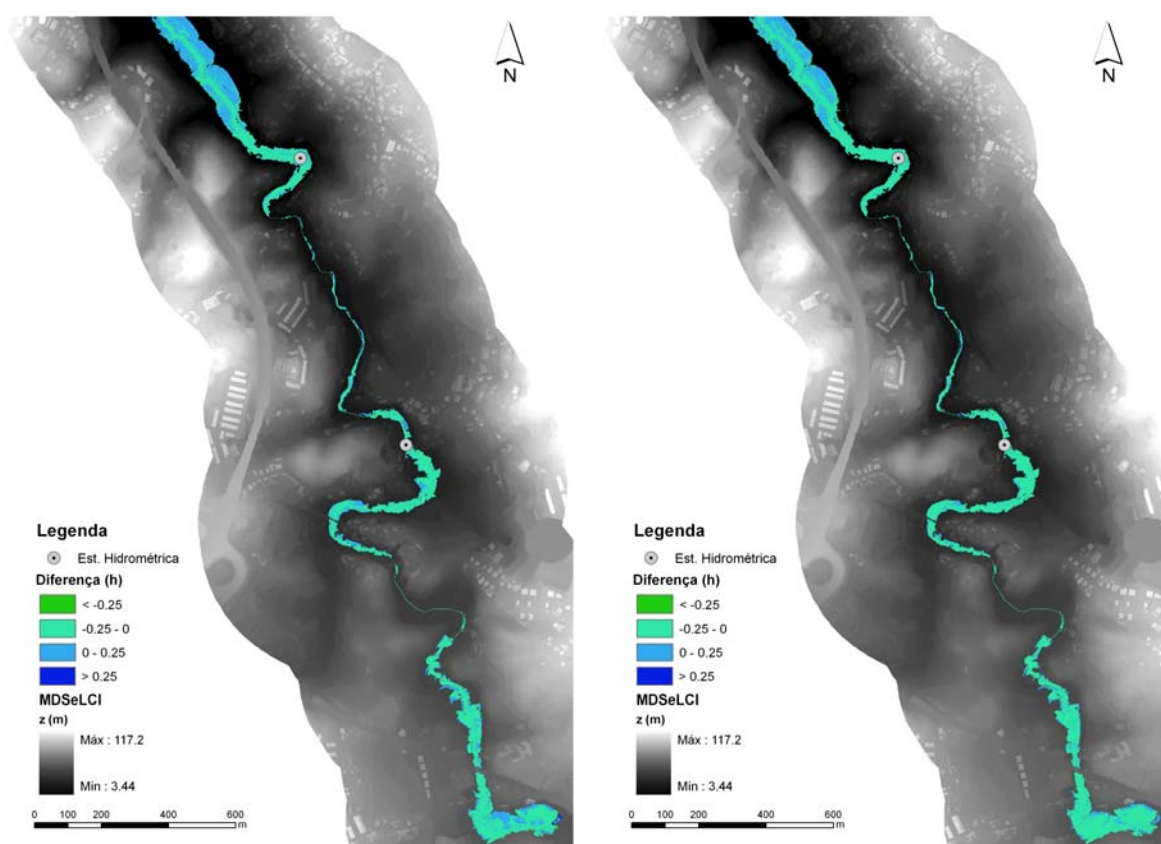
Classe de ocupação e uso do solo	$n$ Manning	Fonte
Tecido urbano contínuo	0,20	Van der Sande <i>et al.</i> (2003)
Tecido urbano descontínuo	0,12	Van der Sande <i>et al.</i> (2003)
Indústria	0,20	(Chow, 1988)
Rede viária	0,013	(Chow, 1988), Wilson e Atkinson (2007), Van

Classe de ocupação e uso do solo	<i>n</i> Manning	Fonte
		der Sande <i>et al.</i> (2003) e (Hunter <i>et al.</i> , 2008)
Espaços verdes urbanos	0,10	(Chow, 1988)
Pomares	0,05	(Chow, 1988)
Sistemas culturais e parcelares complexos	0,04	(Chow, 1988) e Wilson e Atkinson (2007)
Florestas	0,15	(Chow, 1988) e Schubert <i>et al.</i> (2008)
Matos	0,11	(Chow, 1988) e Schubert <i>et al.</i> (2008)

Com o objectivo de realizar o estudo de sensibilidade do coeficiente de Manning na zona inundável foram realizadas, ainda, simulações com o coeficiente de Manning constante no espaço e no tempo, nomeadamente  $0,02 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$ ;  $0,11 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$ ; e  $0,17 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$ . Na Figura 6.1 são apresentados mapas com a diferença do instante de início de inundação das células, para as diferentes situações do coeficientes de Manning e para o rio Febros.

Nesta bacia hidrográfica as diferenças do instante inicial de inundação, considerando diferentes coeficientes de resistência é reduzido (15 minutos) considerando que na zona inundada o tempo médio de início da inundação é 3,5 horas.

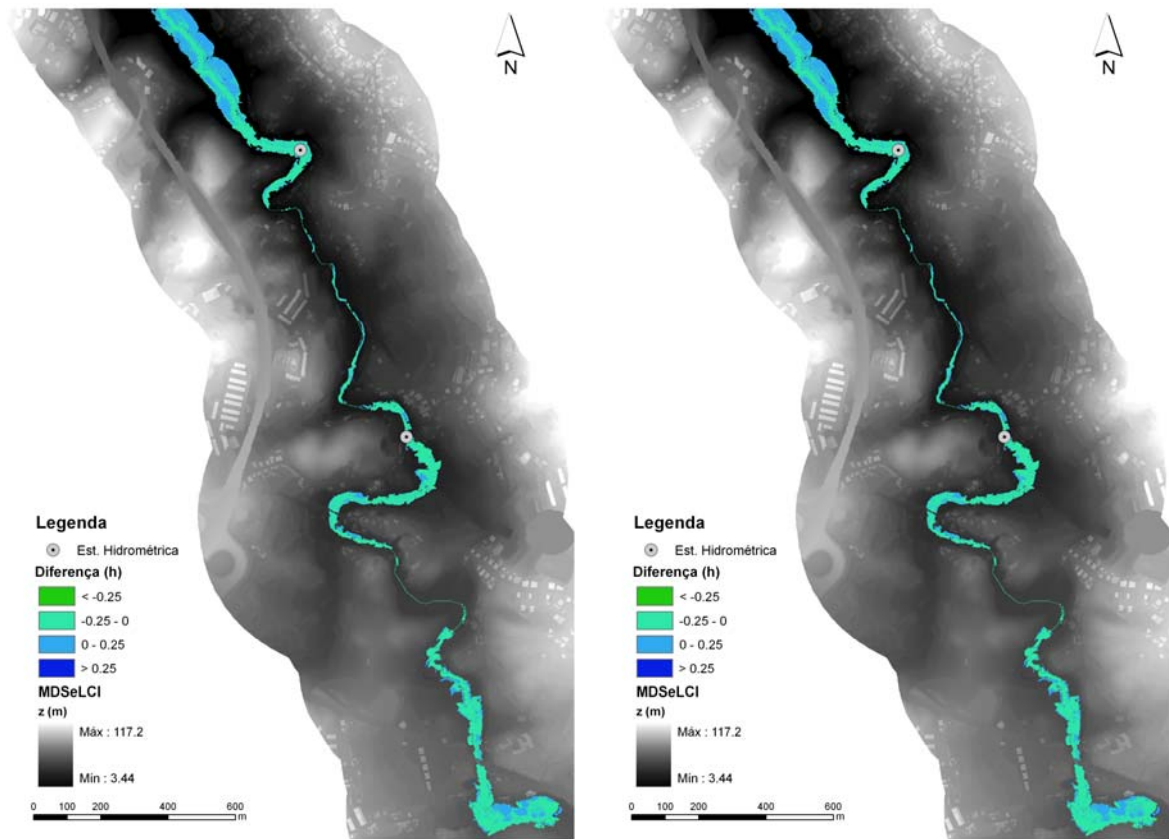
As diferenças apresentadas sugerem que a introdução do coeficiente espacialmente distribuído na modelação hidráulica de inundações melhora a estimativa do tempo da onda de cheia, mas tem pouco impacto na estimativa da extensão inundação.



a)  $n=0,17 - n=0,02$

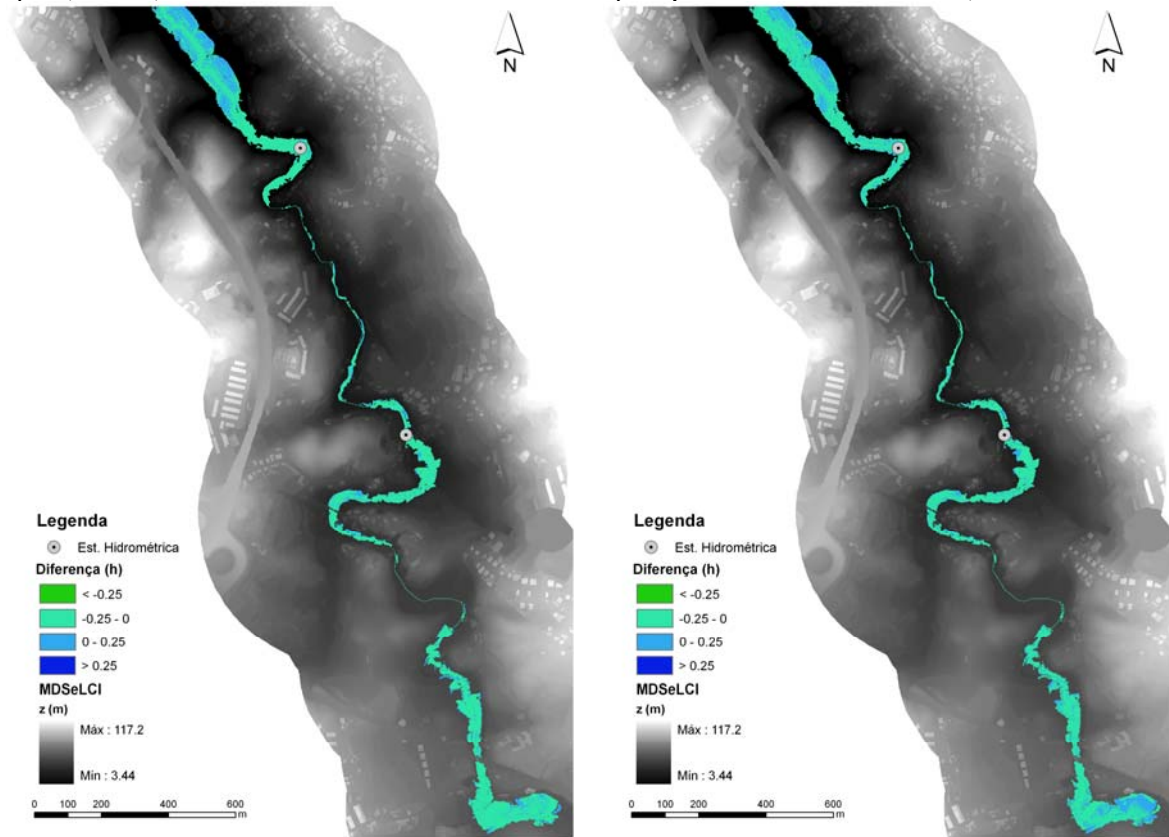
a)  $n=0,17 - n=0,11$





c)  $n=0,11$  -  $n=0,02$

d)  $n$  espacialmente distribuído -  $n=0,02$



e)  $n$  espacialmente distribuído -  $n=0,11$

f)  $n$  espacialmente distribuído -  $n=0,17$

Figura 6.1 – Distribuição espacial da diferença do instante de início da inundação nas células, para o rio Febros.

### 6.3 Delimitação das zonas de perigo de inundação

Na estimativa do perigo de inundação foram utilizados os resultados das simulações do modelo LISFLOOD-FP para os seguintes cenários: inundação de elevada probabilidade de ocorrência associada a períodos de retornos inferiores a 100 anos ( $T=5$  e  $T=50$ ), inundação de média probabilidade de ocorrência, com período de retorno igual a 100 anos, e inundação de baixa probabilidade de ocorrência com período de retorno igual a 500 anos. A escolha destes períodos de retorno foi baseada nos cenários determinados na Directiva 2007/60/CE (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2007), que estabeleceu um quadro para a avaliação e gestão do risco de inundação.

Na estimativa do perigo de inundação são considerados os resultados da altura da água e da velocidade de escoamento calculados através do modelo LISFLOOD-FP. Vários autores (2.3.2) apresentaram equações que expressam o perigo de inundação em função da altura de água e da velocidade de escoamento, e critérios de classificação desse mesmo perigo.

No cálculo do perigo de inundação foi utilizado o método proposto por HR Wallingford *et al.* (2006), apresentado em 2.3.2. Este método é expresso pela equação  $PI = h \times (v + 0,5) + FD$ , onde:  $h$  é a altura de água,  $v$  a velocidade do escoamento, e  $FD$  o factor de arrastamento de detritos.

Segundo este método, o perigo de inundação é classificado em quatro classes: Reduzido ( $<0,75$ ); Médio ( $0,75 - 1,25$ ); Elevado ( $1,25 - 2,5$ ) e Muito Elevado ( $> 2,5$ ). A cartografia de perigo de inundação proposta neste estudo corresponde à delimitação de zonas onde a inundação pode ocorrer, classificada por diferentes níveis de perigo.

#### 6.3.1 Estudo de caso: rio Febros

Na estimativa das zonas de perigo de inundação, no rio Febros, foram realizadas simulações do modelo LISFLOOD-FP, para quatro períodos de retorno ( $T=5$ ;  $T=50$ ;  $T=100$ ; e  $T=500$ ), e para a parametrização obtida em 5.5:

1. Coeficiente de resistência no leito do canal (0,05 e 0,04) e representação da superfície do terreno através do MDSeLCI;
2. Coeficiente de resistência no leito do canal (0,06 e 0,03) e representação da superfície do terreno através do MDSeC.

Estes dois casos correspondem à melhor e à pior parametrização, respectivamente, na simulações da inundação com o modelo LISFLOOD-FP. Neste trabalho foram realizadas simulações com os dois MDSe para estudar o efeito destes dados de entrada na estimativa do perigo inundação.

Na Figura 6.2 e na Figura 6.3 são apresentados os resultados do perigo de inundação para a representação da superfície do terreno através do MDSeLCI e do MDSeC, respectivamente, e para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos, e 500 anos.

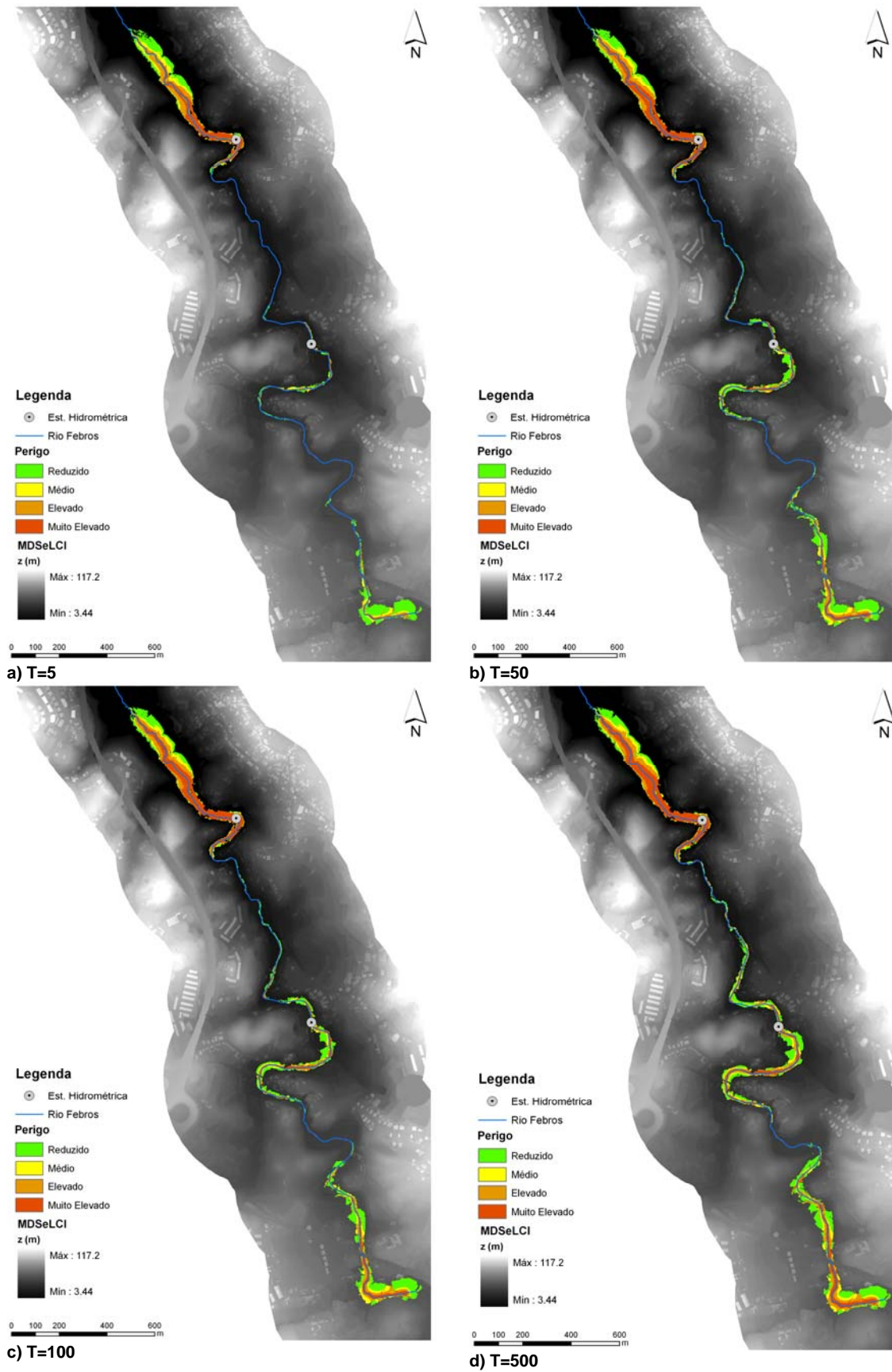


Figura 6.2 - Mapas de perigo de inundação na zona adjacente ao rio Febros com a aplicação do MDSelCI, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos.

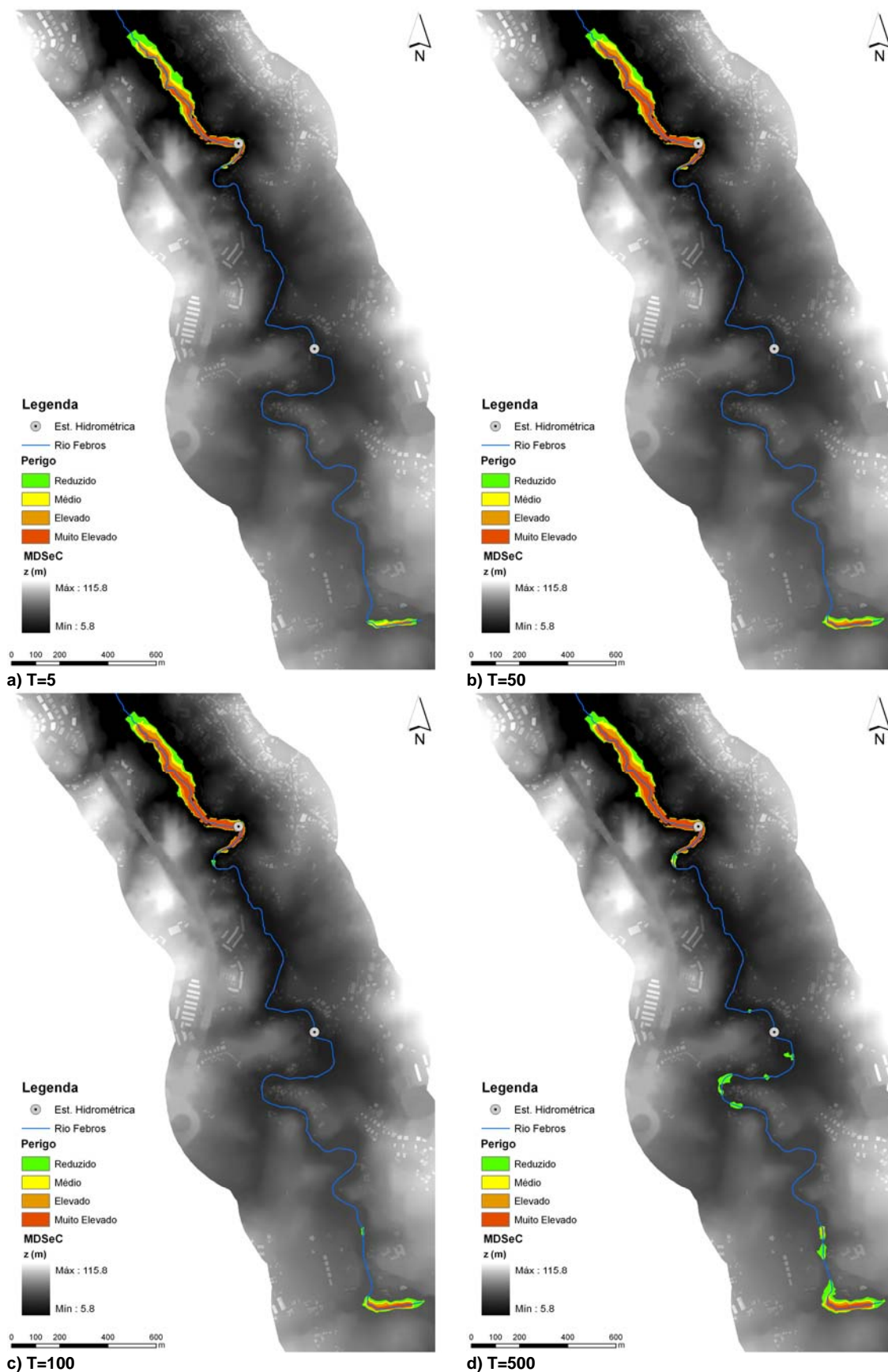
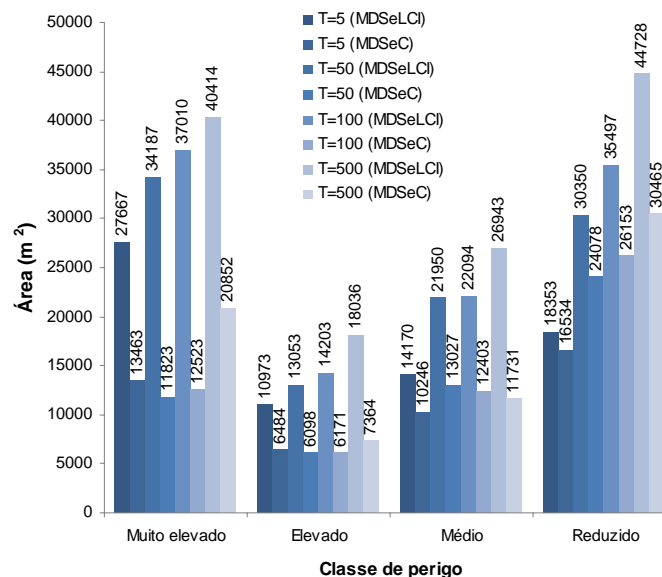


Figura 6.3 - Mapas de perigo de inundação na zona adjacente ao rio Febros com a aplicação do MDSec, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos..

Através da análise visual dos mapas de perigo de inundação (Figura 6.2 e Figura 6.3), verifica-se que o tipo de MDSe influencia a estimativa do perigo de inundação. A utilização do MDSeLCI na modelação hidráulica de inundação representa um cenário de maior perigo comparativamente ao MDSeC.

A Figura 6.4 ilustra a diferença de perigo de inundação entre os resultados da aplicação dos dois MDSe. Para os vários períodos de retorno, o MDSeLCI produz um aumento entre 52% e 90% da área de perigo de inundação na zona adjacente ao rio Febros. No caso de considerar as classes de perigo muito elevado e elevado, o aumento é ainda maior (97% a 174%). Estes resultados mostram que a representação da superfície do terreno é um factor crítico na estimativa do perigo de inundação, por isso a optimização do desempenho do modelo hidráulico com base na integração informação geográfica diversa deve ser considerado na elaboração da cartografia de perigo de inundação, definida na Directiva 2007/60/CE.



**Figura 6.4** – Área ocupada pelas zonas de perigo de inundação no rio Febros.

A cartografia de perigo de inundação é útil para o planeamento e ordenamento do território (e.g. licenciamento de novas construções), para o planeamento de emergência porque ajuda na identificação de pessoas e bens em situação de perigo, e para a consciencialização da população em relação ao perigo de inundação.

### 6.3.2 Estudo de caso: urbanização de Vila D’Este

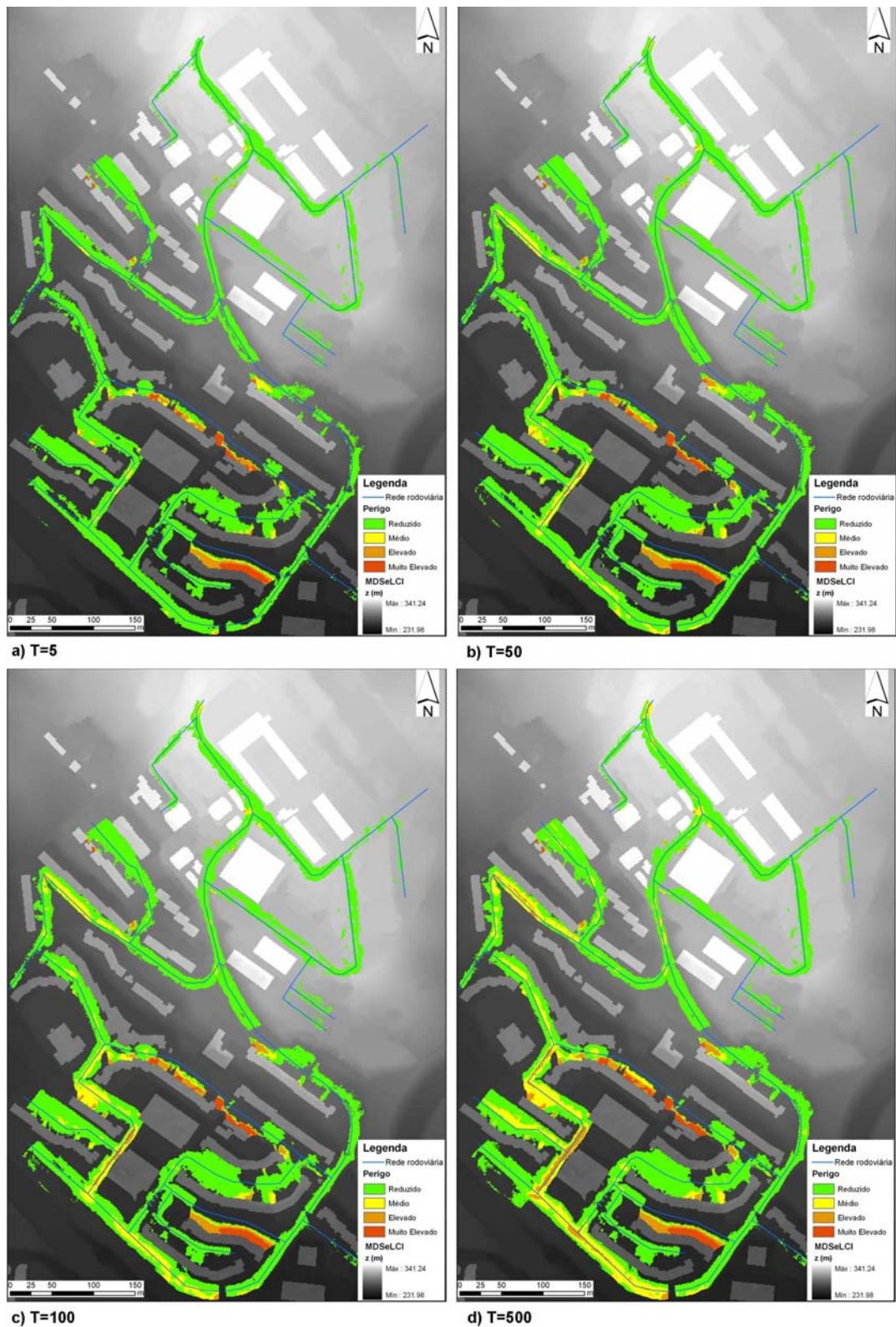
Na estimativa das zonas de perigo de inundação, na urbanização Vila D’Este, foram realizadas simulações do modelo LISFLOOD-FP, para quatro períodos de retorno (T=5; T=50; T=100; e T=500). Neste estudo de caso não existem registos que possibilitem a calibração e validação do modelo LISFLOOD-FP, por isso a parametrização do coeficiente de resistência, baseada na bibliografia, foi a seguinte

1. Coeficiente de resistência no canal 0,013;
2. Coeficiente de resistência na zona inundável espacialmente distribuído de acordo com a ocupação do solo;

Nesta aplicação do modelo LISFLOOD-FP o canal é a rede rodoviária. O valor de coeficiente de resistência adoptado para este revestimento da superfície solo foi 0,013, tendo como referência valores utilizados em vários estudos de modelação hidráulica de inundações urbanas (Fewtrell *et al.*, 2008; Hunter *et al.*, 2008; Schubert *et al.*, 2008). Na zona inundável foi adoptado um coeficiente espacialmente distribuído de acordo com os valores apresentados no Quadro 6.1. O MDSelCI foi utilizado como dado de entrada porque apresentou o melhor ajustamento na simulação do modelo LISFLOOD-FP no rio Febros (5.5).

O modelo LISFLOOD-FP não integra a rede de colectores pluviais, portanto nesta simulação os colectores são representados em carga. Este cenário foi, anteriormente, utilizado em aplicações do modelo LISFLOOD-FP para simulação de inundações urbanas (Fewtrell *et al.*, 2008; Hunter *et al.*, 2008).

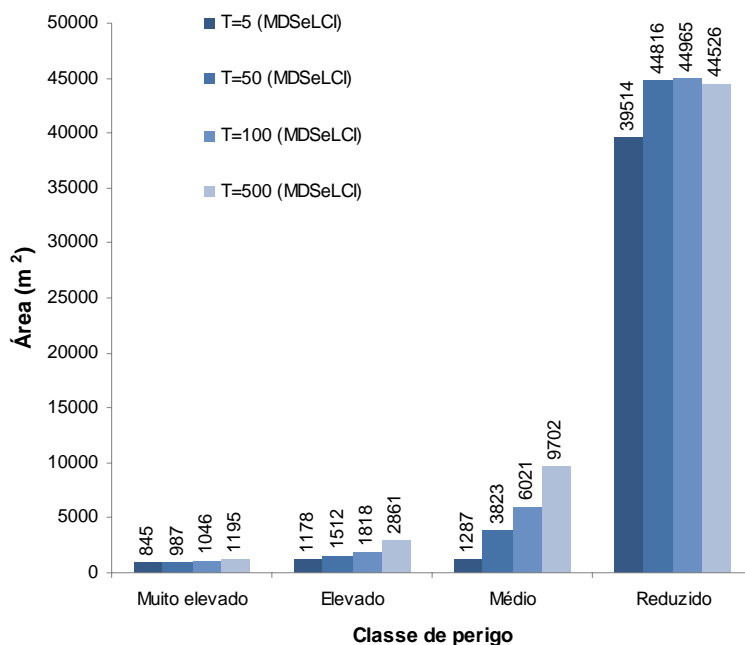
Os resultados da delimitação do perigo de inundação são ilustrados na Figura 6.5.



**Figura 6.5** - Mapas de perigo de inundação na urbanização de Vila de D'Este com a aplicação do MDSelCI, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos.

A Figura 6.4 ilustra a diferença das estimativas do perigo de inundação associadas aos vários períodos de retorno. Os locais identificados nos mapas como locais de perigo de inundação muito elevado e elevado (Figura 6.5) correspondem aos pontos críticos da área de estudo descritos nos relatos dos residentes e das corporações bombeiros.

A Figura 6.6 ilustra a diferença de perigo de inundação entre vários períodos de retorno. Na urbanização de Vila D'Este as zonas classificadas como de perigo à inundação muito elevado e elevado variam entre 4,7% e 7,0% da superfície delimitada como zona de perigo de inundação (Figura 6.6).



**Figura 6.6** - Área ocupada pelas zonas de perigo de inundação na urbanização de Vila de D'Este.



## 7 MODELAÇÃO DA VULNERABILIDADE À INUNDAÇÃO

### 7.1 Considerações gerais

Na avaliação do risco de inundação é necessária a avaliação da vulnerabilidade à ocorrência de inundações fluviais, urbanas, costeiras, ou combinações destes tipos. Para avaliar a vulnerabilidade é necessário uma integração multidisciplinar das ciências sociais e da engenharia na compreensão dos factores físicos, económicos, ambientais e sociais que afectam a vulnerabilidade, e neste trabalho em particular, a vulnerabilidade à inundação. Por outro lado, o número de pessoas afectadas por eventos de inundação tem aumentado nas últimas décadas, mostrando que a sociedade é actualmente mais vulnerável a esses fenómenos. A combinação da exposição de pessoas e bens aos eventos extremos de precipitação, e a falta de estratégias de adaptação para gerir os impactos das inundações pode, potencialmente, aumentar os danos.

Neste capítulo são desenvolvidas e analisadas duas abordagens para a avaliação da vulnerabilidade, de forma a contribuir para a avaliação do risco de inundação, respectivamente a Análise Multicritério Espacial (AMCE) e a Análise de Componentes Principais (ACP).

Na secção 6.2 são apresentados os fundamentos da AMCE, a estrutura hierárquica do modelo de vulnerabilidade, a standardização dos critérios, a avaliação do peso dos critérios e o métodos de combinação ou agregação dos critérios de vulnerabilidade. São, ainda, analisados os resultados dos vários cenários de vulnerabilidade.

Na secção 6.3 é apresentada a metodologia de aplicação da ACP, são apresentados os métodos de agregação utilizados na construção do índice de vulnerabilidade, e é analisado o efeito do método de agregação e da escala de análise no índice vulnerabilidade.

O desenvolvimento de um índice de vulnerabilidade à inundação, em vez, de índices gerais de vulnerabilidade que podem ser aplicados a diferentes desastres naturais é um contributo inovador deste trabalho na área da avaliação da vulnerabilidade. A aplicação da AMCE permite a hierarquização e a ponderação critérios utilizados na estimativa da vulnerabilidade à inundação. A aplicação da ACP como um método para avaliar a vulnerabilidade à inundação deve-se ao facto de ser utilizado em vários estudos de vulnerabilidade. Na avaliação da vulnerabilidade à inundação baseada em ACP foi introduzida a análise de *clusters* como um novo método de agregação dos *scores* factoriais. A construção deste índice de vulnerabilidade tem em consideração as variáveis incluídas em outros estudos, contudo foi adaptado para Portugal, de acordo com as variáveis disponíveis nos dados censitários.

### 7.2 Indicadores de vulnerabilidade à inundação

A vulnerabilidade é afectada por vários factores: físicos, económicos, ambientais e sociais. Neste trabalho as variáveis incluídas na avaliação da vulnerabilidade à inundação foram

obtidas através dos dados dos Censos 2011 (4.4) e da COS2007 (4.3.4). Os critérios utilizados na selecção das variáveis, para a modelação da vulnerabilidade à inundação, foram obtidos com base na literatura e são discutidos na Quadro 7.1.

**Quadro 7.1** - Considerações explicativas sobre as variáveis a adoptar no estudo da vulnerabilidade à inundação.

Variáveis	Considerações
Densidade de edifícios	A densidade de edifícios é um factor que influencia a vulnerabilidade em áreas de risco (Tapsell <i>et al.</i> , 2002; Cardona, 2005). Nas áreas urbanas com elevada densidade de edifícios e por consequência também maior densidade populacional, torna-se mais complicado o processo de resgate. Em alguns casos, zonas de elevada densidade populacional estão relacionadas com uma quantidade relativa de pessoas pobres (Masozera <i>et al.</i> , 2007). As zonas com maior densidade de edifícios apresentam maior vulnerabilidade, porque existem mais edifícios potencialmente expostos à inundação (Dall'Osso e Dominey-Howes, 2009).
Número de pisos	O número de andares foi classificado em duas categorias. A altura dos edifícios é importante para a vulnerabilidade à inundação (Schneiderbauer, 2007). Os pisos superiores dos edifícios podem servir para proteger as pessoas e seus bens.
Ano de construção	Os edifícios foram classificados de acordo com o período de construção. Os edifícios construídos antes de 1980 e os edifícios construídos depois de 1980. Depois de 1980, em Portugal foram implementadas normas de segurança para as estruturas dos edifícios e, por isso, os edifícios tornaram-se mais resistentes. Os edifícios mais antigos são mais vulneráveis devido à qualidade de construção (Dall'Osso e Dominey-Howes, 2009). Os bairros mais antigos têm também infra-estruturas de sistemas de drenagem de águas pluviais envelhecidas, que podem ser mais susceptíveis às inundações (Simonovic <i>et al.</i> , 2007).
Regime de propriedade	Os proprietários apresentam maior apetência para efectuar alterações construtivas nos seus edifícios e para efectuar ou melhorar as apólices de seguro existentes do que os inquilinos (Tapsell <i>et al.</i> , 2002). Existe uma tendência para as pessoas que alugam uma casa não terem disponíveis os recursos financeiros para aquisição de casa própria. Muitas vezes não têm também acesso à informação sobre apoio financeiro durante o período de recuperação de um desastre (Cutter <i>et al.</i> , 2003; Fekete, 2009). Um número significativo dos proprietários têm casa hipotecada ao banco e por isso existe um seguro.
Género	O género é utilizado para distinguir a vulnerabilidade entre o feminino e masculino. As mulheres podem ter mais dificuldade durante na fase de recuperação, devido, muitas vezes, auferirem salários mais reduzidos e terem responsabilidades de assistência à família (Hewitt, 1997; Cutter <i>et al.</i> , 2003; Fekete, 2009).
Nível de educação	O nível de escolaridade e a taxa de iliteracia são factores de socioeconómicos, porque há uma relação entre eles e a capacidade económica, a condição social e as oportunidades de emprego (Cutter <i>et al.</i> , 2003; Fekete, 2009). A relação entre a economia e o nível de educação é definida como conhecimento qualificado, competências e outras qualidades dos indivíduos susceptíveis que podem ser utilizadas no sistema produtivo. A educação está ligada ao nível socioeconómico, um nível de educação mais elevado, resulta em maiores rendimentos durante a vida. Um nível de escolaridade reduzido limita a capacidade de compreender informações de alerta e acesso à informação na fase de recuperação (Cutter <i>et al.</i> , 2003). Os indivíduos com um elevado nível de ensino são capazes de executar as medidas de emergência de forma eficaz (Fekete, 2009). As pessoas com um nível de educação mais baixo parecem ter uma

Variáveis	Considera�es
	menor capacidade de recupera�o em compara�o com a média de todas as pessoas afetadas pelas inunda�es (Fekete, 2009).
Idade	Os extremos do espectro da idade afectam o movimento para o exterior da zona de perigo, por isso as crianças e os idosos são mais vulnerabilidade aos eventos de inunda�o (Hewitt, 1997; Cutter <i>et al.</i> , 2003; Fekete, 2009; Kuhlicke <i>et al.</i> , 2011). Os idosos apresentam limita�es de mobilidade e isso constitui uma dificuldade física no processo de evacua�o, são relutantes em abandonar as suas habita�es, têm problemas de saúde e necessitam de um maior período para recuperarem (Rygel <i>et al.</i> , 2006). Os muito jovens têm também uma enorme fragilidade física e dependência.
Desemprego	A taxa de desemprego está relacionada com a vulnerabilidade do indivíduo, pois a falta de emprego provoca uma redu�o no rendimento disponível. Esta priva�o socioecon�mica diminui a probabilidade de um indivíduo ser capaz de suportar as consequências de um evento adverso e a sua capacidade de recupera�o (Tapsell <i>et al.</i> , 2002). Os desempregados são um grupo grupos especial de pessoas que estão mais dependentes do apoio de outros membros da família e do governo (Fekete, 2009). Os desempregados, potencialmente, têm menor condi�o financeira, por isso, as suas casas apresentam menor qualidade e não devem encontrar-se cobertas por uma apólice de seguro (Balica, 2012).
Dimensão do agregado familiar	O número de pessoas por agregado familiar � utilizado porque há uma rela�o com a tomada de decisões eficazes em situa�es de emergência e a capacidade de recupera�o. As famílias mais numerosas, muitas vezes têm de partilhar as fontes de rendimento e têm mais pessoas dependentes, como crianças e idosos para evacuar (Fekete, 2009). As famílias com grande número de dependentes, muitas vezes não têm condi�es económicas para contratar os serviços de cuidados para os dependentes e têm dificuldade em harmonizar e conciliar as responsabilidades do trabalho com os cuidados dos familiares (Hewitt, 1997; Cutter <i>et al.</i> , 2003; Fekete, 2009).
Sector de actividade económica	A economia de um país � dividida em sectores. O sector terciário (serviços) apresenta uma enorme expressão em zonas com elevado grau de desenvolvimento econ�mico. Quanto mais rica � uma zona, maior � a presença de actividades do sector terciário (Cutter <i>et al.</i> , 2009).
Uso do solo	As inunda�es em áreas urbanas criam maior dificuldade na gestão de emergência e maior prejuízo econ�mico, porque a cobertura de água temporária afecta as actividades económicas e um grande número de pessoas (Balica, 2012). Nas áreas agrícolas existem também danos económicos, devido � cobertura temporária das culturas por água, mas a sazonalidade das práticas agrícolas está de acordo com períodos do ano que existe uma menor probabilidade de inunda�es, contudo, as altera�es climáticas e o aumento da frequência de eventos extremos podem contribuir para uma altera�o desta rela�o (Morris e Brewin, 2013). As áreas florestais podem ser cobertas por �gua, que o dano será extremamente reduzido. Algumas espécies têm tolerância ao alagamento (sobreviveram mais de 150 dias), e as espécies pouco tolerantes podem suportar até 50 dias de alagamento (Whitlow e Harris, 1979).
Crescimento urbano	O uso do solo urbano aumenta as áreas impermeáveis e, conseqüentemente, o escoamento superficial (Balica e Wright, 2010). O rápido crescimento urbano em conjunto com políticas erradas de planeamento e ordenamento pode resultar em zonas residenciais de fraca qualidade que torna os moradores mais vulneráveis.

### 7.3 Avaliação da vulnerabilidade com base em análise multicritério espacial

A análise multicritério (AMC) é uma abordagem desenvolvida por Voogd (1983) que é constituída por procedimentos que apoiam a tomada de decisão com base em vários critérios, de forma a desenvolver cenários de avaliação. A integração da AMC em SIG tem sido fundamental para o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão espacial, em que a tecnologia da informação geográfica é disponibilizada directamente aos decisores para a tomada de decisões ou desenvolvimento de cenários (Malczewski, 2006a). A AMCE requer informações sobre os valores dos critérios e a sua distribuição espacial, além das preferências dos decisores em relação ao conjunto de critérios de avaliação.

A utilização da AMCE evita alguns dos problemas revelados nos estudos em que o processamento dos dados é baseado em métodos estatísticos (Kuhlicke *et al.*, 2011), porque utiliza uma tomada de decisão baseada na ponderação dos critérios e numa estrutura hierárquica (Martins *et al.*, 2012). Os resultados permitem uma análise de vulnerabilidade inter-freguesias, intra-freguesias, e municipal.

Para suporte à metodologia AMCE é importante definir alguns conceitos de AMC como critérios, objectivos, atributos, factores e restrições. Os critérios são as medidas contra as quais as opções são avaliadas e comparadas na análise multicritério, sendo estruturados como objectivos e atributos (Malczewski, 1999). Os objectivos indicam as mudanças de direcções num sistema de decisão. Os objectivos estão relacionados e/ou são derivados dos atributos e indicam quais os propósitos essenciais para o processo de decisão (Malczewski, 1999). Os objectivos reflectem as aspirações de quem define a estrutura de valor e, portanto, indicam as direcções procuradas. Os atributos caracterizam as propriedades do processo que se encontram em avaliação e são mensuráveis qualitativamente e quantitativamente. Os atributos são classificados como factores ou restrições. Um factor é uma medida que aumenta ou diminui a adequação de uma alternativa específica para a actividade em análise. Neste caso, os factores são os atributos da vulnerabilidade (2.3.3). Uma restrição serve para afectar ou restringir as alternativas consideradas; é um elemento ou uma característica que representa limitações ou restrições, por exemplo uma zona considerada inadequada. Neste estudo são utilizados apenas factores, porque não foram identificadas restrições que afectem a avaliação da vulnerabilidade. A metodologia para avaliar a vulnerabilidade é composta pelas seguintes etapas:

1. Estruturação hierárquica do modelo de vulnerabilidade;
2. Estandardização dos critérios;
3. Ponderação dos critérios;
4. Combinação dos critérios de vulnerabilidade, regras de decisão e do mapeamento dos cenários de vulnerabilidade.

O primeiro passo   estabelecer a estrutura hierárquica dos critérios de decisão e defini o dos objectivos, atributos e factores. Em seguida, as escalas numéricas dos factores de vulnerabilidade são estandardizadas através das fun es lógicas difusas. No terceiro passo, o peso relativo do critério de vulnerabilidade   estimada pelo Processo Hierárquico An tico ou “*Analytic Hierarchy Process*” (AHP). Finalmente, os métodos de agrega o, incluindo a Combina o Linear Ponderada ou “*Weighted Linear Composition*” (WLC), e a Média Ponderada Ordenada ou “*Ordered Weighted Averaging*” (OWA), são usados para mapear a vulnerabilidade   inunda o. O fluxograma do modelo AMCE para a avalia o da vulnerabilidade   inunda o   apresentado na Figura 7.1.

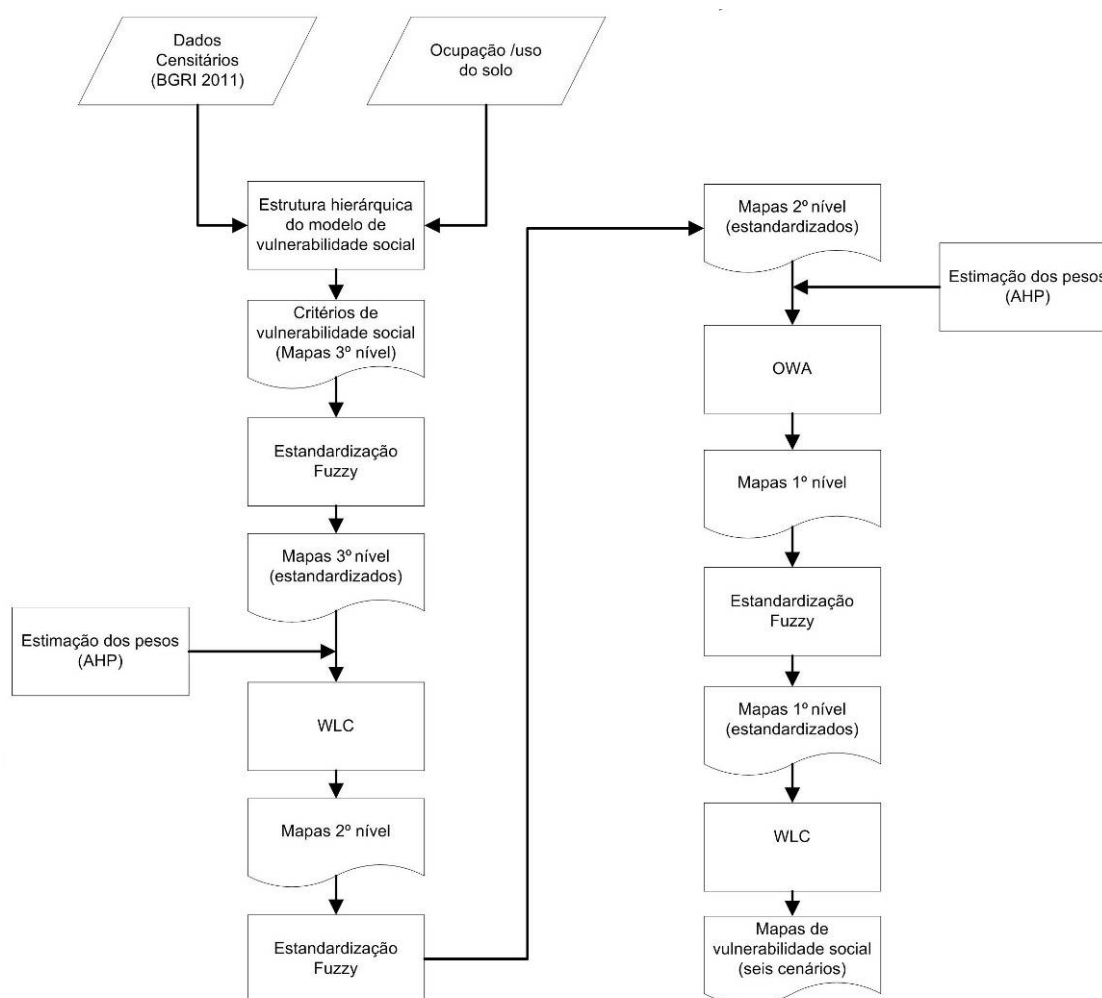
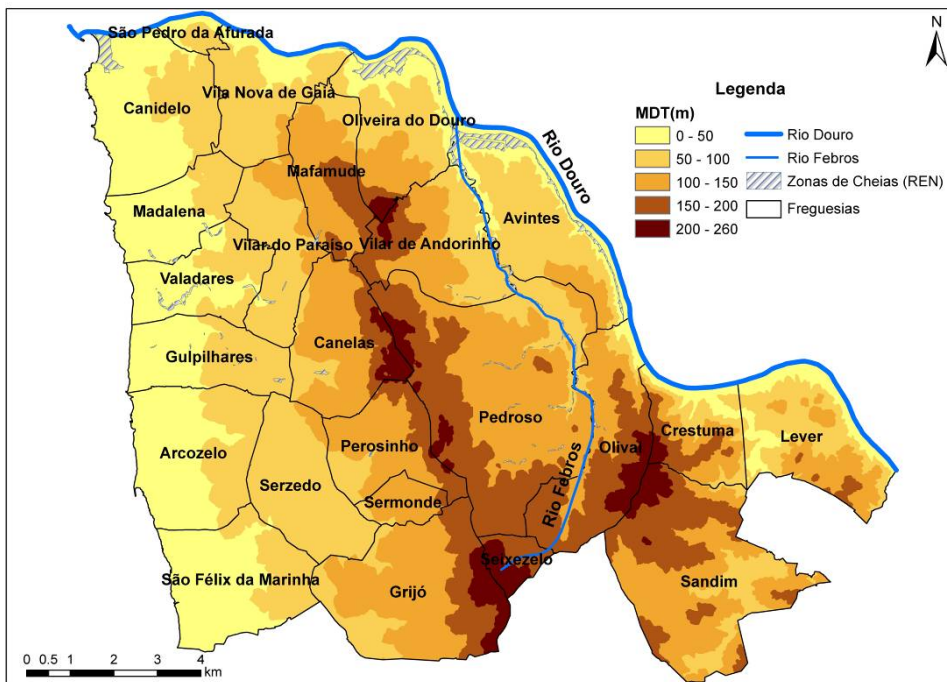


Figura 7.1 - Modelo AMCE para avalia o vulnerabilidade   inunda o.

### 7.3.1  mbito geográfico

A AMCE para avalia o da vulnerabilidade   inunda o foi aplicada ao nível da subsec o estatística, no município de Vila Nova de Gaia (Figura 7.2).



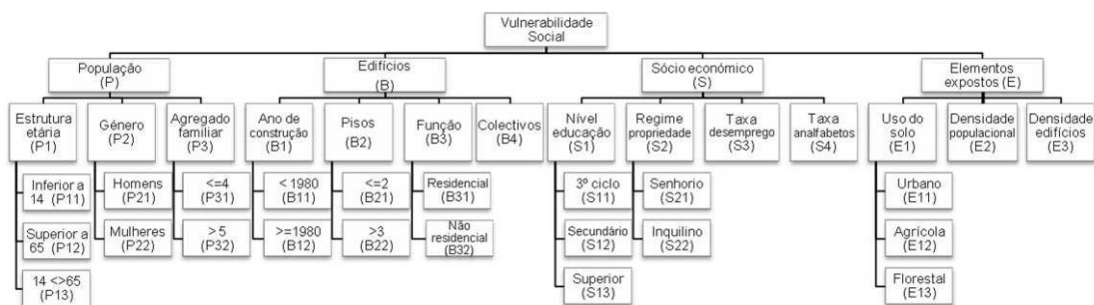
**Figura 7.2** – Localização das freguesias do município de Vila Nova de Gaia.

Os dados utilizados no estudo extraídos da BGRI que é uma fonte de informação nacional elaborada pelo INE e que apresenta os dados censitários dos indivíduos, famílias, alojamentos, e edifícios, e a COS2007 que é uma cartografia temática da ocupação/uso do solo, de acordo com o apresentado respectivamente em 4.4 e 4.3.4. O processamento e a análise dos dados foram realizados ao nível da subsecção estatística que é o nível máximo de desagregação e caracteriza-se por estar associada ao código e ao topónimo do lugar de que faz parte, correspondendo ao quarteirão em termos urbanos.

### 7.3.2 Estrutura hierárquica do modelo de vulnerabilidade

Na tomada de decisões complexas que envolvem análise multicritério, o primeiro passo é decompor o principal objectivo em vários objectivos, partindo do geral para o específico. Na sua forma mais simples, esta estrutura compreende um objectivo principal, vários objectivos, e factores. Este processo é baseado em considerações teóricas que têm um grau de incerteza e subjectividade, e por isso, é normal existirem dificuldades na selecção dos critérios que representam o fenómeno e no estabelecimento das relações entre os critérios.

O modelo de vulnerabilidade à inundação foi desagregado em três níveis, de acordo com o apresentado na Figura 7.3.



**Figura 7.3** - Estrutura hierárquica para representa o dos critérios do modelo de vulnerabilidade.

O primeiro nível da estrutura hierárquica representa os quatro objectivos para avaliar a vulnerabilidade: a popula o, os edifícios, aspectos socioecon micos, e os elementos expostos. O comportamento dos quatro objectivos de vulnerabilidade   inunda o   avaliado pelos atributos e os seus factores, correspondentes ao segundo e terceiro níveis da estrutura hierárquica, que são uma parte essencial da análise multicritério.

O segundo nível do objectivo popula o tem em considera o a estrutura etária, o g nero, e o número de pessoas do agregado familiar. A estrutura etária foi dividida em três classes para permitir a classifica o de vulnerabilidade pela idade (Quadro 7.2). Os extremos do espectro da idade apresentam maiores limita oes de mobilidade no processo de evacua o em situa o de perigo, por isso, as crianças (< 14 anos) e os idosos (> 65 anos) são considerados mais vulneráveis às inunda oes (Hewitt, 1997; Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009). O g nero   utilizado para separar a vulnerabilidade entre mulheres e homens. As mulheres podem ter maior dificuldade durante um período de recupera o, muitas vezes devido aos seus menores salários e às responsabilidades de assistência   família (Hewitt, 1997; Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009). O número de pessoas por agregado familiar   utilizado porque existe uma rela o entre a tomada de medidas eficazes em situa oes de emergência e a capacidade de recupera o. As famílias mais numerosas, muitas vezes têm de partilhar fontes de rendimentos e ter mais dependentes para evacuar, como crianças e idosos (Fekete, 2009). As famílias com grande número de dependentes têm muitas vezes capacidades limitadas para pagamento do atendimento dos dependentes e têm dificuldade em harmonizar as responsabilidades do trabalho com o cuidado dos membros da família (Hewitt, 1997; Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009; Martins *et al.*, 2012). Estes aspectos afectam a capacidade de resistência e recupera o do perigo de inunda o.

O segundo nível do objectivo edifícios considera o ano de constru o, o número de pisos, o tipo de utiliza o, e a fun o dos edifícios. O período de constru o foi dividido em duas categorias no terceiro nível, isto  , os edifícios construídos antes e depois de 1980, devido às normas de segurança para a constru o de estruturas implementadas no ano de 1980, em Portugal. Os materiais de constru o, as técnicas de constru o e as condi oes de preserva o afectam a vulnerabilidade dos edifícios (Dall'Osso e Dominey-Howes, 2009). A qualidade e a idade dos edifícios são relevantes para a vulnerabilidade   inunda o (Schneiderbauer, 2007). O material de constru o para as paredes determina a fragilidade

física durante um evento de inundação e indica a resistência a danos, e também indica o estatuto económico dos residentes (Schneiderbauer, 2007; Müller *et al.*, 2011). O número de pisos foi classificado em duas categorias (Quadro 7.2). A altura dos edifícios é importante para a vulnerabilidade à inundação (Schneiderbauer, 2007), porque os pisos superiores dos edifícios podem servir para proteger as pessoas e os seus bens. Os edifícios colectivos (por exemplo, centros de reabilitação para pessoas com deficiência, lares de idosos, hotéis, hospitais e prisões) são mais vulneráveis porque apresentam dificuldades adicionais no processo de evacuação e realojamento. Os edifícios que não são exclusivamente residenciais são mais vulneráveis, visto que normalmente as actividades económicas se desenvolvem no piso inferior e são normalmente as mais afectadas pelas inundações.

O segundo nível do objectivo socioeconómico é composto pelo nível de educação, o regime de propriedade (senhorio/inquilino), a taxa de desemprego e a taxa de analfabetismo. O nível de escolaridade e taxa de analfabetismo são claramente factores de vulnerabilidade socioeconómica, porque existe uma relação entre esses factores e a capacidade económica, a condição social, e a oportunidades de trabalho (Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009). A relação entre a economia e o nível de educação é definido como o conhecimento, as qualificações, competências e outras qualidades dos indivíduos susceptíveis de serem utilizadas no sistema de produção. A educação está ligada ao nível socioeconómico pois um maior nível educação permite geralmente maiores ganhos durante a vida. O baixo nível de escolaridade limita a capacidade de compreender os avisos de perigo e também o acesso à informação, pós-evento, sobre o processo de recuperação (Cutter *et al.*, 2003). Os indivíduos com um nível de educação mais elevado são capazes de realizar as medidas de emergência de forma eficaz (Fekete, 2009). Os indivíduos com níveis de educação mais baixos parecem ter menor capacidade de recuperação em comparação com a média das pessoas afectadas por inundações (Fekete, 2009). O nível de educação foi dividido em três níveis: terceiro ciclo, secundário e superior.

Quanto ao regime de propriedade, a tendência é para os proprietários efectuarem alterações na construção com o objectivo de melhorar a construção dos edifícios onde residem e para melhorar as apólices de seguro (Tapsell *et al.*, 2002). Em Portugal, a maioria das pessoas que alugam uma casa não têm os recursos financeiros para aquisição de casa própria. Os inquilinos muitas vezes não têm acesso à informação sobre o apoio financeiro disponibilizado durante a fase de recuperação (Cutter *et al.*, 2003; Fekete, 2009). Os proprietários que têm uma hipoteca da casa com o banco possuem, na maioria dos casos, um seguro. Os proprietários tem maior capacidade de recuperação num período pós-evento de inundação.

A taxa de desemprego está relacionada com a vulnerabilidade do indivíduo, pois a falta de proveitos do trabalho traduz-se num rendimento mais reduzido. Esta carência socioeconómica diminui a probabilidade de um indivíduo ser capaz de lidar com as consequências de um evento adverso e a sua capacidade de recuperação (Tapsell *et al.*, 2002). Num período de desemprego os recursos financeiros disponíveis diminuem e, portanto, as suas casas podem



ser de qualidade inferior e podem não estar cobertas por um seguro (Balica, 2012). A taxa de desemprego não necessita de um terceiro nível hierárquico, por isso   representada por valores contínuos. A taxa de analfabetismo corresponde a uma falta de conhecimentos básicos e   um indicador de vulnerabilidade social. A taxa de analfabetismo não exige um terceiro nível hierárquico.

O segundo nível do objectivo elementos expostos considera o uso do solo, a densidade populacional e a densidade de edifícios. Os eventos de inunda o em zonas urbanas criam maiores dificuldades na gestão de emergência e maiores danos económicos porque a cobertura de água temporária afecta as actividades económicas e um grande número de pessoas (Balica, 2012). A densidade populacional e a densidade de edifícios traduz directamente o número de elementos sujeitos a danos, caso ocorra um evento de inunda o (Sebald, 2010) e influenciam a vulnerabilidade em áreas de risco (Tapsell *et al.*, 2002; Cardona, 2005). Nas áreas urbanas, a elevada densidade populacional dificulta o processo de resgate. A representa o da densidade populacional e densidade de constru o com valores contínuos corresponde ao aumento destes elementos expostos.

Nas áreas agrícolas existem também danos económicos, devido   cobertura temporária das culturas por água, mas a sazonalidade das práticas agrícolas está de acordo com períodos do ano em que existe uma menor probabilidade de inunda es. Contudo, as altera es climáticas e o aumento da frequência de eventos extremos podem contribuir para uma altera o desta rela o (Morris e Brewin, 2013). As áreas florestais podem ser cobertas por água, mas o dano será extremamente baixo. Algumas espécies têm tolerância ao alagamento (sobrevivem mais de 150 dias de alagamento), e as espécies pouco tolerantes podem suportar até 50 dias de alagamento (Whitlow e Harris, 1979). Os residentes em áreas rurais também são vulneráveis porque têm, em geral, rendimentos mais baixos e são dependentes de actividades locais.

Depois de definida a estrutura hierárquica do modelo de vulnerabilidade os factores de vulnerabilidade são quantificados e os seus valores convertidos de formato vectorial para matricial, com uma célula de 1 m, e posteriormente convertidos para o formato ASCII, no software ArcGIS . O processo conclui com a importa o dos factores no software IDRISI Selva , no qual são desenvolvidos os procedimentos necessários   quantifica o da vulnerabilidade ao risco de inunda o no módulo MCE (*Multicriteria Evaluation*).

### 7.3.3 Estandariza o dos factores

A integra o e compara o de factores de vulnerabilidade   condicionada pelo facto destes apresentarem diferentes escalas de medida, o que torna necessário a estandariza o dos factores numa escala comum. O primeiro passo no processo de estandariza o dos factores   o desenvolvimento da base de dados geográfica. Malczewski (1999) refere que estandariza o pode ser elaborada com base em vários métodos, tais como: a escala linear de transforma o, as escalas de probabilidade, ou as fun es de valor. Neste estudo foi adoptado o modelo da lógica difusa (Eastman, 2009), porque   adequado para representar a

variação contínua da vulnerabilidade, segundo o qual um conjunto de valores dos factores numa determinada escala é convertido numa outra escala comparável. Eastman (2009) sugeriu a standardização dos factores utilizando um tipo de funções difusas, numa escala de números reais de 0-1 ou uma escala de 8 bytes de 0-255. A última opção é recomendada para otimizar o espectro radiométrico dos dados *raster* (Kienberger *et al.*, 2009). Nesta escala standardizada, 0 corresponde à ausência total de vulnerabilidade, e o 255 representa a presença total de vulnerabilidade. A selecção dos pontos de controlo é um aspecto crítico no processo de standardização, pois calibra as funções para determinados critérios e realidades específicas.

Os factores do modelo de vulnerabilidade foram standardizados através de uma função difusa do tipo linear, em que a vulnerabilidade varia linearmente entre os valores mínimo e máximo da escala de cada factor. Isto evitou a inserção de alterações bruscas nos valores de vulnerabilidade de cada um dos factores, diminuindo a probabilidade da propagação do erro no modelo (Martins *et al.*, 2012). Os tipos de funções de standardização e os factores de vulnerabilidades são apresentados no Quadro 7.2.

**Quadro 7.2 - Factores de vulnerabilidade e os tipos de funções de standardização.**

	<b>Factores de vulnerabilidade à inundação</b>	<b>Tipo de função de standardização</b>
<b>P</b>	<b>População</b>	
P1	Idade	
P2	Género	
P3	Dimensão do agregado familiar	
P11	Percentagem de residentes com menos de 14 anos	Linear Crescente
P12	Percentagem de residentes com mais de 65 anos	Linear Crescente
P13	Percentagem de residentes entre os 14 e 65 anos	Linear Decrescente
P21	Percentagem de homens residentes	Linear Crescente
P22	Percentagem de mulheres residentes	Linear Decrescente
P31	Percentagem de agregados familiares com 5 ou mais indivíduos	Linear Crescente
P32	Percentagem de agregados familiares com 4 ou menos indivíduos	Linear Decrescente
<b>B</b>	<b>Edifícios</b>	
B1	Ano de construção	
B2	Número de pisos	
B3	Tipo de utilização	
B11	Percentagem de edifícios construídos antes de 1980	Linear Crescente
B12	Percentagem de edifícios construídos depois de 1980	Linear Decrescente
B21	Percentagem de edifícios com 1 ou 2 pisos	Linear Crescente
B22	Percentagem de edifícios com 3 ou mais pisos	Linear Decrescente
B31	Percentagem de edifícios residenciais	Linear Decrescente
B32	Percentagem de edifícios não residenciais	Linear Crescente
B4	Percentagem de edifícios para alojamento colectivo	Linear Crescente
<b>S</b>	<b>Socioeconómicos</b>	
S1	Nível de educação	
S2	Regime de propriedade	
S11	Percentagem de indivíduos com o 3º ciclo	Linear Crescente
S12	Percentagem de indivíduos com o ensino secundário	Linear Decrescente
S13	Percentagem de indivíduos com um curso superior	Linear Decrescente
S21	Percentagem de residências com o proprietário ocupante	Linear Decrescente
S22	Percentagem de residências com inquilino	Linear Crescente
S3	Taxa de desemprego (%)	Linear Crescente
S4	Taxa de iliteracia (%)	Linear Crescente
<b>E</b>	<b>Elementos expostos</b>	
E1	Ocupação / uso do solo	
E11	Área urbana (%)	Linear Crescente
E12	Área agrícola (%)	Linear Crescente
E13	Área florestal (%)	Linear Decrescente
E2	Densidade populacional (hab/km <sup>2</sup> )	Linear Crescente
E3	Densidade de edifícios (edifícios/km <sup>2</sup> )	Linear Crescente

Os factores foram estandardizados por uma função do tipo linear crescente ou decrescente de acordo com o sentido de variação dentro de cada factor de vulnerabilidade. Por exemplo, uma função decrescente foi aplicada para a percentagem de residentes entre 14 e 65 anos de idade. Este grupo   teoricamente menos vulnerável, por isso a vulnerabilidade máxima aplica-se para o valor 0% deste grupo etário e a mínima para 100%. Os residentes com mais de 65 anos de idade, são teoricamente os mais vulneráveis, por isso utilizou-se uma função linear crescente e pontos de controlo 0 e 100, a vulnerabilidade aumenta linearmente a partir do valor mínimo de 0% e atinge o valor máximo nos 100%.

### 7.3.4 Pondera o dos critérios

Os problemas AMC envolvem critérios de importância variável para os decisores, por isso   necessária informa o relativa sobre os critérios. Essa informa o  , normalmente, obtida através da atribui o de um peso para cada critério. A atribui o de pesos para os critérios   a forma de expressar o grau de importância de cada factor em rela o aos outros que estão no processo de avalia o. Esta etapa   um desafio no processo de tomada de decisão. O Processo Hierárquico Analítico (AHP)   um método AMC originalmente desenvolvido por Saaty (1977). O AHP   uma ferramenta do processo de tomada de decisão muito utilizada, que compara critérios par a par e em seguida, calcula os pesos relativos globais com base em c culos agregados de todas as rela es de pares (Schmoldt *et al.*, 2001; Eastman, 2009; Greene *et al.*, 2011). Esta técnica baseia-se numa matriz quadrada  $n \times n$ , de compara o entre os  $n$  critérios, onde as linhas e as colunas correspondem aos critérios. Assim, o valor  $a_{ij}$  corresponde   importância relativa do critério  $i$  face ao critério da coluna  $j$ .

$$a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}}; a_{ij} \neq 0 \quad e \quad a_{ii} = 1 \quad 7.1$$

Como a matriz   recíproca, isto   se o critério da linha  $i$     $x$  vezes mais importante que o critério da coluna  $j$  então  $a_{ij} = x$  e  $a_{ji} = 1/x$ , e, por isso,   apenas necessário calcular a metade triangular superior (ou inferior) da matriz, já que a outra metade deriva desta. Em adi o, a diagonal principal assume o valor unitário.

O AHP ajuda a capturar as medidas de avalia o subjectivas e objectivas, proporcionando um mecanismo útil para verificar a consistência das avalia es e, assim, reduzir o enviesamento na tomada de decisão (Saaty, 1980). O AHP   mais do que um método de pondera o de critérios porque fornece t mbe m a agrega o hierárquica dos critérios.

As compara es avaliam a importância relativa dos dois critérios envolvidos para um determinado objectivo. A cada atributo e factor foi atribuído um peso adequado com base em 9 pontos na escala contínua de Saaty (Saaty, 1980), de acordo com o Quadro 7.3. Os pesos foram estandardizados através da AHP. Na atribui o dos pesos, os especialistas comparam

cada emparelhamento possível e introduzem as classificações na matriz de comparação par a par.

**Quadro 7.3** - Escala de Saaty para a atribuição de peso (Saaty 1980).

Menos importante					Mais importante			
Extremamente	Muito Fortemente	Fortemente	Moderadamente	Igual	Moderadamente	Fortemente	Muito Fortemente	Extremamente
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9

O processo de determinação dos pesos é realizado através de sete etapas:

1. Construção da matriz de comparação par a par;
2. Cálculo do vector próprio principal;
3. Cálculo do máximo valor próprio;
4. Cálculo do Índice de Consistência (CI);
5. Cálculo do Índice de Aleatoriedade (RI);
6. Cálculo do Grau de Consistência (CR);
7. Eventual reavaliação da matriz de comparação se CR for superior a 0,1 (Saaty, 1980).

**Construção da matriz de comparação par a par**

Segundo o parecer dos especialistas e de acordo com a escala de nove níveis de Saaty (Saaty, 1980) é atribuído um grau à relação entre cada par de critérios, e definida uma matriz **A** (7.2).

$$A = \begin{pmatrix} a_{11} & \Leftrightarrow & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \cdots & a_{nn} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{w_1}{w_1} & \Leftrightarrow & \frac{w_1}{w_n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{w_n}{w_1} & \cdots & \frac{w_n}{w_n} \end{pmatrix} \tag{7.2}$$

sendo  $w_i, i=1...n$ , as componentes dos vectores próprios  $w_j, j=1,...,n$ , calculados pela resolução do seguinte sistema (7.3)

$$Aw = \lambda_{m\acute{a}x} w \tag{7.3}$$

em que  $\lambda_{m\acute{a}x}$  é o valor próprio máximo da matriz **A**. Assim, as componentes  $w_i, i = 1...n$ , do vector  $w_j, j=1...n$  podem ser obtidos pela equação 7.4:

$$w_i = \frac{\left( \prod_{j=1}^n a_{ij} \right)^{1/n}}{\sum_{k=1}^n \left[ \left( \prod_{j=1}^n a_{kj} \right)^{1/n} \right]} \tag{7.4}$$

Saaty (1980) mostrou que o valor próprio máximo da matriz **A** traduz a prioridade dos factores e preserva a preferência ordinal entre as alternativas. O cálculo do valor próprio máximo é obtido pela equação 7.5:

$$\lambda_{m\acute{a}x} = \frac{1}{n} \left( \frac{w'_1}{w_1} + \frac{w'_2}{w_2} + \dots + \frac{w'_n}{w_n} \right) \quad 7.5$$

sendo o vector **w'** obtido através da equação 7.6, e o vector **w** o vector de pesos obtido na etapa anterior.

$$w' = A \times w \quad 7.6$$

### **Cálculo do Índice de Consistência**

O valor CI é o valor do índice de consistência (7.7):

$$CI = \frac{\lambda_{m\acute{a}x} - n}{n - 1} \quad 7.7$$

onde  $\lambda_{m\acute{a}x}$  relaciona a matriz de critérios de consistência e critérios de pesos.

### **Cálculo do Índice de Aleatoriedade**

O RI é um valor tabelado em função do número de critérios. Saaty (1980) apresentou valores para RI através do cálculo do valor médio de CI, obtido para matrizes recíprocas geradas aleatoriamente.

### **Cálculo do Grau de Consistência**

No AHP, a consistência dos julgamentos pode ser verificada através do cálculo do CR, para matrizes da mesma dimensão, definido pela equação 7.8:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad 7.8$$

O CR avalia a probabilidade dos valores da matriz terem sido gerados aleatoriamente, e Saaty (1980) indica que as matrizes com CR superiores a 0,10 devem ser reavaliadas. Neste caso, será necessário definir os valores da nova matriz de comparação par a par.

O processo de ponderação de critérios foi estabelecido, de acordo com três pressupostos: diferenciação da importância relativa dos critérios considerando os princípios teóricos apresentados em 7.3.2; o conhecimento empírico da área de estudo, particularmente a características de vulnerabilidade; apenas o segundo e terceiro nível foram submetidos a ponderação de critérios, porque não havia pressupostos teóricos sólidos para diferenciar a importância relativa dos objectivos de primeiro nível.

### 7.3.5 Combinação dos critérios de vulnerabilidade e mapeamento

O principal objectivo das regras de decisão é a agregação dos critérios de vulnerabilidade. Para combinação de critérios, os operadores de agregação mais utilizados nos processos de decisão espacial são o WLC e OWA. O WLC é também conhecido como combinação aditiva de ponderação simples, que multiplica os *scores* dos critérios normalizados pelos pesos dos critérios relativos a cada alternativa (Nyerges e Jankowski, 2010).

O OWA é uma extensão do WLC que, para além de utilizar os pesos dos critérios utilizados no WLC, considera outro conjunto de pesos de ordenação dos critérios que não estão especificamente ligados a qualquer factor, mas que são aplicados por uma ordem que depende do valor dos factores após a aplicação normal do primeiro conjunto de factores. Os pesos de ordenação dos critérios controlam os níveis *trade-off* de critérios, permitindo aos decisores situar-se no espaço estratégico de decisão (Yager, 1988; Rinner e Malczewski, 2002; Malczewski, 2006b). O OWA, proposto por Yager (Yager, 1988) é um método que agrega os critérios durante a fase de aplicação das regras de decisão na AMC. Depois do cálculo do peso dos critérios no OWA, estes são ordenados, do peso de estimação mais reduzido para o mais elevado. Ao critério com o valor menor é aplicado o primeiro peso de ordenação, ao critério com o segundo valor mais reduzido é aplicado o segundo peso de ordenação, e assim sucessivamente até ao último critério. Este processo pesa os critérios com base na sua ordem, do mínimo para o máximo.

A OWA é método que permite ao utilizador definir o grau de risco no processo de agregação dos critérios porque possui a flexibilidade de modificar a ordenação dos critérios, de forma a reflectir o grau de optimismo em relação a estes (Malczewski, 2006b).

Segundo Malczewski (2006b), a OWA é um operador de agregação de mapas que associa um conjunto de pesos de ordenação  $v = v_1, v_2, \dots, v_n$  tais que  $v_j \in [0, 1], j = 1, 2, \dots, n$  e  $\sum_{j=1}^n v_j = 1$  um conjunto de pesos de critérios  $w = w_1, w_2, \dots, w_n$  tais que  $w_j \in [0, 1], j = 1, 2, \dots, n$ .

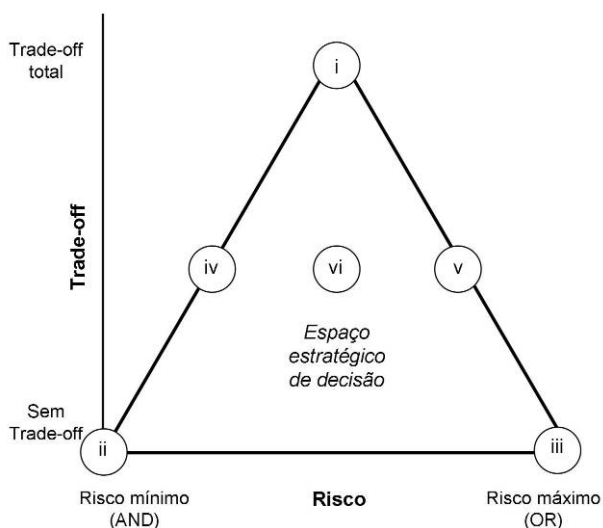
A OWA é definida por Malczewski (2006b) através da equação 7.9:

$$OWA_i = \sum_{j=1}^n \left( \frac{u_j v_j}{\sum_{j=1}^n u_j v_j} \right) z_{ij} \quad 7.9$$

Onde  $z_{i1} \geq z_{i2} \geq \dots \geq z_{in}$  é a sequência que resulta da reordenação dos valores de atributos  $a_{i1}, a_{i2}, \dots, a_{in}$  e  $u_j$  é o peso do critério reordenado de acordo com o valor do atributo  $z_{ij}$ . O cálculo da OWA envolve três etapas principais (Rinner e Malczewski, 2002): 1) definir os pesos de ordenação, 2) classificar os pesos dos valores dos critérios estandardizados de cada alternativa por ordem decrescente, e 3) multiplicar os valores pelos pesos de ordenação correspondentes e somá-los para construir um *score* de avaliação para um determinado local.

A utilização de pesos de ordenação permite a agregação de soluções que se enquadram em qualquer local do espectro de risco entre AND e OR (Yager, 1988; Jiang e Eastman, 2000; Malczewski, 2006b).

O espaço estratégico de decisão é formado por duas medidas, ORness e o *tradeoff*, que são definidas pelas dimensões do risco e da compensação, respectivamente. A Figura 7.4 apresenta a relação entre ORness (risco) e o *tradeoff*. As medidas de ORness e *tradeoff* podem ser usadas para classificar os operadores OWA no que diz respeito às suas posições AND e OR (Yager, 1988; Jiang e Eastman, 2000). A partir dos resultados do cálculo do ORness e do *tradeoff*, o espectro estratégico de decisão é obtido de uma forma aproximadamente triangular, definido pela atitude de risco e pelo nível de *tradeoff* (Malczewski, 2006c). Os três vértices do triângulo representam os três casos extremos de operadores OWA: AND, OR e WLC.



**Figura 7.4** - Espaço estratégico de decisão, adaptado de Malczewski (2006c).

A atitude de risco é medida através da indicação do grau de ORness ou ANDness (Malczewski, 2006b). As medidas de ORness ou ANDness são definidas através da equação 7.10 (Yager, 1988; Malczewski, 1999):

$$ORness = \sum_{j=1}^n \frac{n-i}{n-1} v_j, \quad 0 \leq ORness \leq 1, \quad ORness = 1 - ANDness \quad 7.10$$

onde  $n$  é o número total de critérios,  $i$  é a ordem do critério e  $v_i$  é o do peso da ordenação para o critério de ordem  $i$ .

O ORness mede o grau semelhança, em termos de comportamento de combinação, entre um operador do OWA e o operador lógico OR. Esta medida pode ser interpretada no contexto da teoria de comportamento na tomada de decisão. Segundo esta teoria, um componente essencial de qualquer processo de tomada de decisão é a atitude do decisor em relação ao risco.

O vector dos pesos da ordenação tem a forma  $O = (O_1, O_2, \dots, O_n)$ , onde os componentes  $O_i$  têm valores na gama de (0, 1). A variação de cada componente determina os vectores, que por

sua vez definem cada cenário de avaliação. Existem três casos extremos, nos vectores do peso da ordenação, em que o primeiro componente é igual à unidade, (1, 0, ..., 0), e o último componente é igual à unidade, (0, 0, ..., 1), e quando todos os componentes são iguais, sendo que neste caso  $O_i = \frac{1}{n}$ . Esses casos correspondem aos operadores de Mínimo, Máximo, e Média, respectivamente (Yager, 1988).

Sendo ORness uma medida do grau de optimismo do decisor (Yager, 1988), valores superiores a 0,5 representam estratégias de decisão optimistas, enquanto que valores inferiores a 0,5 significam estratégias de decisão pessimistas. Se o valor ORness é igual a 0,5, então, a posição do decisor, em relação ao risco, é indiferente (e.g. o risco é neutro). Portanto, OWA apresenta vários graus de optimismo ou pessimismo por parte do decisor (Yager, 1988; Jiang e Eastman, 2000).

O *tradeoff* é uma medida de substituição ou compensação dos valores baixos de critério por valores elevados para um outro critério (Jiang e Eastman, 2000). O *tradeoff* indica o grau de bom desempenho de um critério tendo em consideração a compensação do mau desempenho de um outro critério (Malczewski et al., 2003). O *tradeoff* é definido através da equação 7.11 (Yager, 1988; Malczewski, 1999):

$$tradeoff = 1 - \sqrt{\frac{n \sum_{i=1}^n \left(O_i \frac{1}{n}\right)^2}{n-1}}, \quad 0 \leq tradeoff \leq 1 \tag{7.11}$$

onde  $n$  é o número total de critérios,  $i$  é a ordem do critério, e  $O_i$  é o peso da ordenação para o critério de ordem  $i$ .

Para os objectivos população (Quadro 7.4), elementos expostos (Quadro 7.5), aspectos socioeconómicos (Quadro 7.6) e edifícios (Quadro 7.7) são apresentados os valores de ANDness e *tradeoff* para os seis pontos definidos no espaço estratégico de decisão.

**Quadro 7.4 - Cenários de avaliação para o critério população.**

Cenário	Peso de ordenação			Barra de ordenação			ANDness	Tradeoff	Tipo de avaliação
Pi	0.33	0.33	0.33	▬	▬	▬	0.50	1.00	Risco neutro Máximo <i>trade-off</i>
Pii	1.00	0.00	0.00	■			1.00	0.00	Risco mínimo (pessimista) Sem <i>trade-off</i>
Piii	0.00	0.00	1.00			■	0.00	0.00	Risco máximo (optimista) Sem <i>trade-off</i>
Piv	0.65	0.30	0.05	▬	▬	▬	0.80	0.48	Risco baixo <i>Trade-off</i> parcial
Pv	0.05	0.30	0.65	▬	▬	■	0.20	0.48	Risco alto <i>Trade-off</i> parcial
Pvi	0.20	0.60	0.20	▬	■	▬	0.50	0.60	Risco neutro <i>Trade-off</i> parcial



**Quadro 7.5 - Cenários de avaliação para o critério elementos expostos.**

Cenário	Peso de ordenação				ANDness	Tradeoff	Tipo de avaliação
Ei	0.33	0.33	0.33		0.50	1.00	Risco neutro Máximo <i>trade-off</i>
Eii	1.00	0.00	0.00		1.00	0.00	Risco mínimo (pessimista) Sem <i>trade-off</i>
Eiii	0.00	0.00	1.00		0.00	0.00	Risco máximo (optimista) Sem <i>trade-off</i>
Eiv	0.65	0.30	0.05		0.80	0.48	Risco baixo <i>Trade-off</i> parcial
Ev	0.05	0.30	0.65		0.20	0.48	Risco alto <i>Trade-off</i> parcial
Evi	0.20	0.60	0.20		0.50	0.60	Risco neutro <i>Trade-off</i> parcial

**Quadro 7.6 - Cenários de avaliação para o critério socioeconómico.**

Cenário	Peso de ordenação				ANDness	Tradeoff	Tipo de avaliação
Si	0.25	0.25	0.25	0.25	0.50	1.00	Risco neutro Máximo <i>trade-off</i>
Sii	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	Risco mínimo (pessimista) Sem <i>trade-off</i>
Siii	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	Risco máximo (optimista) Sem <i>trade-off</i>
Siv	0.50	0.25	0.15	0.10	0.72	0.64	Risco baixo <i>Trade-off</i> parcial
Sv	0.10	0.15	0.25	0.50	0.28	0.64	Risco alto <i>Trade-off</i> parcial
Svi	0.15	0.35	0.35	0.15	0.50	0.77	Risco neutro <i>Trade-off</i> parcial

**Quadro 7.7 - Cenários de avaliação para o critério edifícios.**

Cenário	Peso de ordenação				ANDness	Tradeoff	Tipo de avaliação
Bi	0.25	0.25	0.25	0.25	0.50	1.00	Risco neutro Máximo <i>trade-off</i>
Bii	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	Risco mínimo (pessimista) Sem <i>trade-off</i>
Biii	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	Risco máximo (optimista) Sem <i>trade-off</i>
Biv	0.50	0.25	0.15	0.10	0.72	0.64	Risco baixo <i>Trade-off</i> parcial
Bv	0.10	0.15	0.25	0.50	0.28	0.64	Risco alto <i>Trade-off</i> parcial
Bvi	0.15	0.35	0.35	0.15	0.50	0.77	Risco neutro <i>Trade-off</i> parcial

As seis combinações dos critérios de vulnerabilidade de 2º nível, através do OWA, têm como resultado os cenários para os quatro objectivos que constituem o 1º nível da estrutura hierárquica, como são a população, os edifícios, os aspectos socioeconómicos e os elementos expostos. Os seis cenários resultantes da ordenação de pesos no espaço estratégico de decisão (Figura 7.4) para avaliação da vulnerabilidade são: (i) risco neutro e máximo *trade-off*, (ii) risco mínimo sem *trade-off*, (iii) risco máximo sem *trade-off*, (iv) risco baixo e *trade-off* parcial, (v) risco alto e *trade-off* parcial, e (vi) Risco neutro e *trade-off* parcial.

A vantagem de simular seis cenários de vulnerabilidade para cada objectivo deve-se à possibilidade de não restringir a nossa análise aos pesos de estimação atribuídos aos factores, mas por serem introduzidos os pesos de ordenação na combinação dos critérios.

Para obter o objectivo principal, a vulnerabilidade, foi utilizado uma WLC sobre os mapas de 1º nível standardizados, em que cada um dos objectivos (mapas) teve um peso de 0,25. Como resultado final da agregação foram elaborados seis mapas de cenários de vulnerabilidade numa escala contínua entre 0 e 255, que foram classificados em cinco classes de igual intervalo (0-51: muito reduzida; 52-102: reduzida; 103-153: média; 154-204: elevada; e 205-255: muito elevada).

### 7.3.6 Análise e discussão dos resultados da vulnerabilidade

Os resultados são apresentados de acordo com os níveis de agregação dos critérios. A Figura 7.5 apresenta os valores resultantes do processo dos pesos dos factores de 3º nível e 2º nível.

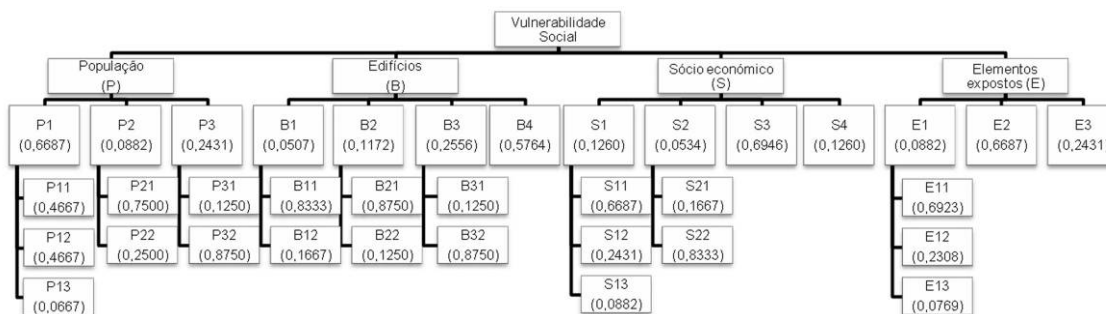


Figura 7.5 - Peso dos critérios de avaliação da vulnerabilidade.

A combinação dos factores de 3º nível origina os factores de 2º nível, contudo é importante destacar que existem na estrutura hierárquica do modelo de vulnerabilidade factores de 2º nível (B4, S3, S4, E2, e E3) que não resultam do processo de combinação, mas do cálculo de factores obtidos das variáveis presentes na BGRI.

Em relação aos factores de 3º nível (Figura 7.5), foi atribuída a mesma importância aos residentes com menos de 14 anos de idade (P11) e aos residentes com mais de 65 anos de idade (P12). No género, mulheres residentes foram consideradas mais importantes do que os homens residentes. As famílias com mais de 5 pessoas (P32) são mais importantes do que as famílias com menos de 4 indivíduos (P31). Os edifícios construídos antes de 1980 (B11) foram mais importantes do que edifícios construídos depois dessa data (B12). No entanto, ao factor idade edifício foi dado o menor peso no AMCE. Aos edifícios com 1 ou 2 andares (B21) foi atribuído um peso maior do que edifícios com 3 ou mais andares (B22), e aos edifícios com uma função não-residencial (B32) também foram considerados mais importantes. Um menor peso foi dado ao grupo com elevado nível de educação. O peso atribuído à classe de proprietários (S21) foi menor do que aos inquilinos (S22). Na ocupação ou uso do solo, as

áreas urbanas (E11) foram consideradas as mais importantes, enquanto que as áreas florestais (E13) como as menos importantes.

A avaliação dos critérios de pesos é um aspecto sensível do processo porque envolve julgamentos sobre a importância relativa dos critérios. Para melhorar a metodologia AMCE, deve ser incluído um painel de especialistas multidisciplinares no processo de avaliação. A atribuição de pesos de critérios é fundamental, porque os factores de vulnerabilidade não têm igual importância.

Os resultados da vulnerabilidade à escala do município (Vila Nova de Gaia) são apresentados no Quadro 7.8.

**Quadro 7.8** - Resultados estatísticos para os cenários do 1º nível de agregação à escala do município de Vila Nova de Gaia.

	Cenários	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
População (P)	i	0.00	219.0	82.2	22.4
	ii	0.00	128.0	22.2	18.7
	iii	0.00	255.0	124.8	22.4
	iv	0.00	157.0	51.7	17.0
	v	0.00	246.0	100.8	24.0
	vi	0.00	224.0	91.6	19.1
Edifícios(B)	i	0.00	242.0	39.7	13.5
	ii	0.00	64.0	0.6	4.8
	iii	0.00	255.0	212.7	55.9
	iv	0.00	172.0	24.4	10.3
	v	0.00	246.0	114.0	30.9
	vi	0.00	239.0	53.3	17.3
Socioeconómicos (S)	i	0.00	209.0	46.5	15.2
	ii	0.00	93.0	28.0	15.6
	iii	0.00	255.0	121.9	21.3
	iv	0.00	134.0	54.8	23.4
	v	0.00	229.0	62.8	17.6
	vi	0.00	184.0	60.6	18.1
Elementos expostos (E)	i	0.00	198.0	17.4	16.3
	ii	0.00	152.0	4.7	7.7
	iii	0.00	255.0	125.5	77.0
	iv	0.00	245.0	9.9	11.9
	v	0.00	246.0	64.3	41.2
	vi	0.00	220.0	18.7	18.6

A agregação dos critérios de vulnerabilidade de 2º nível através do OWA resultou na apresentação de múltiplos cenários, de acordo com o grau de variação de ORness ou ANDness para os diferentes níveis de risco e de *trade-off*, entre os critérios, no espaço estratégico de decisão.

A análise dos quatro objectivos da vulnerabilidade, à escala municipal, apresenta os seguintes resultados:

**No cenário i (risco neutro e máximo *trade-off*)**, objectivo com maior valor foi a população; contudo foi avaliado como reduzido, porque apresentou uma média de 82,2. Os outros objectivos da vulnerabilidade apresentaram valores muito baixos.

**No cenário ii (risco mínimo sem *trade-off*)**, todos os objectivos tem valores muito reduzidos.

**No cenário iii (risco máximo sem *trade-off*)**, o objectivo dos edifícios obteve o maior valor, e foi avaliado como muito elevado, com um valor médio de 212,7, enquanto os outros objectivos foram classificados como médio.

**No cenário iv (risco baixo e *trade-off* parcial)**, os objectivos dos edifícios e dos elementos expostos foram classificados como muito reduzido, e os restantes como médio.

**No cenário v (risco alto e *trade-off* parcial)**, o objectivo dos edifícios obteve o maior valor enquanto os elementos expostos apresentaram o menor valor. Os edifícios foram classificados com média vulnerabilidade e apresentaram um valor médio de 114,0. A população foi o objectivo que apresentou o segundo maior valor, e foi classificado também como médio. Estes valores são devido às elevadas percentagens de jovens e idosos.

**No cenário vi (risco neutro e *trade-off* parcial)**, a população teve o maior valor, e foi avaliado como reduzido, com um valor médio de 91,6. Os edifícios e o aspectos socioeconómicos apresentaram os menores valores e foram também classificados como tendo vulnerabilidade reduzida.

Na agregação WLC, para obter mapas finais dos cenários de vulnerabilidade, foi atribuído um peso igual aos quatro objectivos. A média da vulnerabilidade à escala municipal (Quadro 7.9) foi classificada como muito reduzida (32,9) no cenário II e como reduzida nos cenários i, iv, v, e vi. O resultado da agregação resultou numa média da vulnerabilidade de 146,2 no cenário iii (máximo risco e sem *trade-off*).

**Quadro 7.9** - Dados estatísticos para os cenários de vulnerabilidade à inundação.

Cenários	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Cenário i	10.0	112.0	54.1	11.5
Cenário ii	0.0	114.0	32.9	15.1
Cenário iii	44.0	255.0	146.2	24.7
Cenário iv	6.0	129.0	58.7	15.0
Cenário v	27.0	174.0	89.7	16.7
Cenário vi	10.0	126.0	62.1	13.5

A gera o de mapas de vulnerabilidade   inunda o que representam as perspectivas dos especialistas   exemplificado e discutido utilizando a metodologia desenvolvida. Os resultados finais da agrega o de critérios de vulnerabilidade com OWA e WLC apresentam seis cenários de vulnerabilidade   inunda o (Figura 7.6) ao risco de inunda o, ao nível da subsec o estatística. Este mapa permite uma visualiza o da varia o espacial da vulnerabilidade e uma melhor compreensão do fen meno.

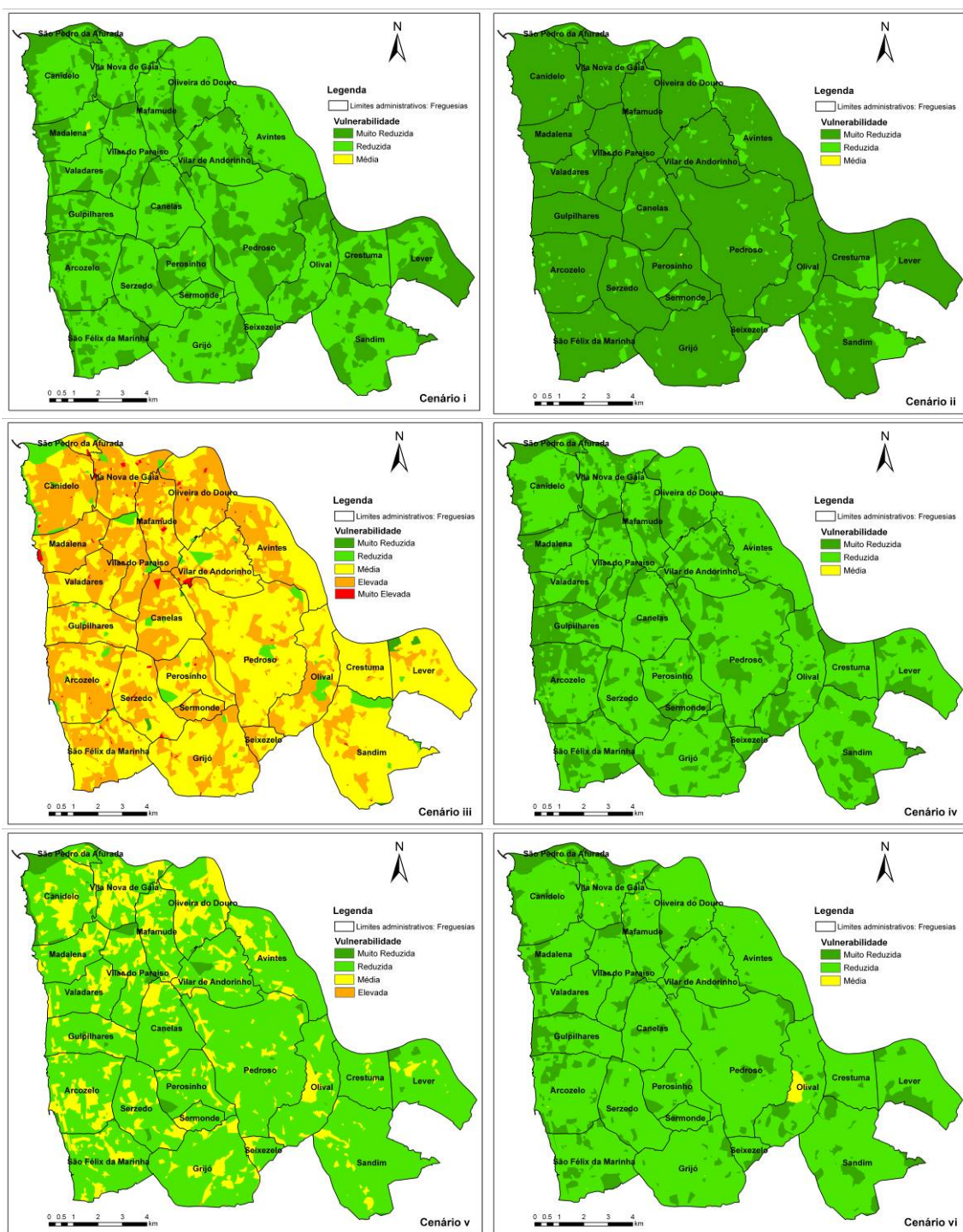
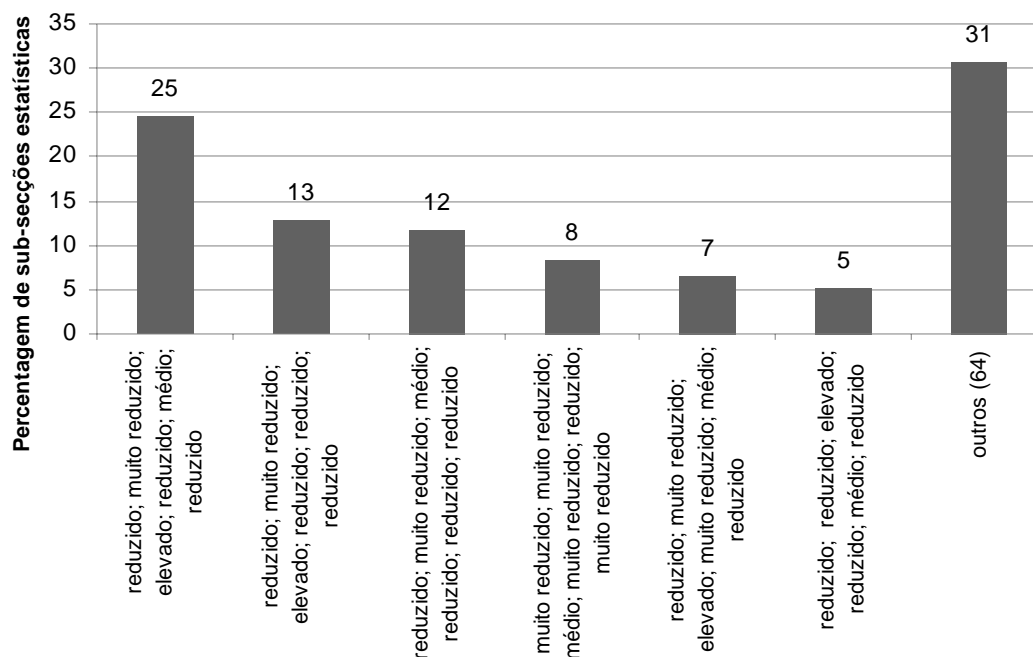


Figura 7.6 - Cenários de vulnerabilidade à inundação.

As diferenças de vulnerabilidade entre as subsecções estatísticas de cada freguesia são bastante evidentes. Os mapas demonstram um padrão de elevada vulnerabilidade nas subsecções estatísticas das freguesias de Grijó, Perosinho, Mafamude, Oliveira do Douro, e de Vila Nova de Gaia. A maioria dos valores de vulnerabilidade reduzida está localizada nas subsecções estatísticas das freguesias de Canelas, Lever, Madalena, Pedroso, e Vilar do Paraíso.

Entre os seis cenários, foram detectadas alterações dos padrões espaciais da vulnerabilidade. De acordo com a Figura 7.7, as três combinações mais frequentes de alterações de classe

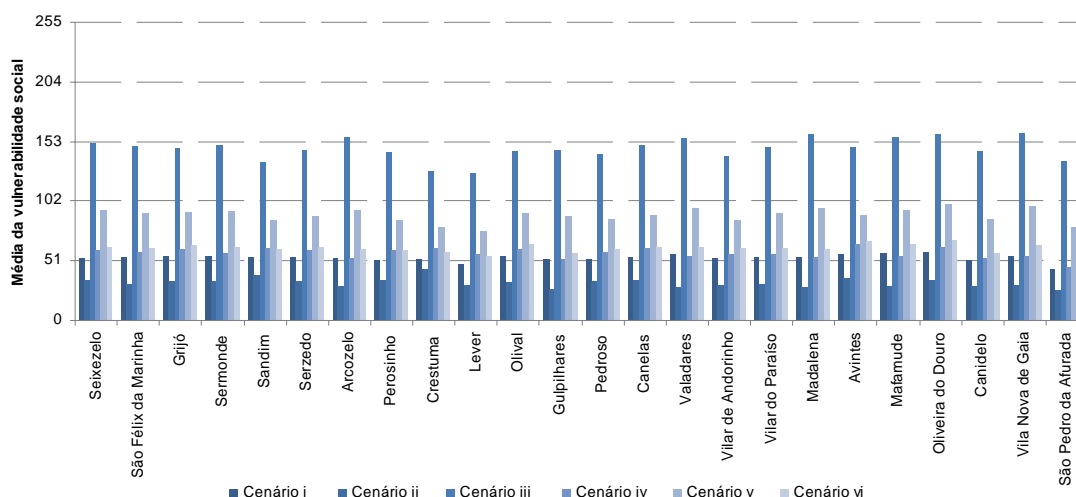
vulnerabilidade, entre seis cenários são: a) reduzido, muito reduzido, elevado, baixa, médio e reduzido (presente em 24,6% das subsecções estatísticas); b) muito reduzido, elevado, reduzido, reduzido, reduzido e reduzido (presente em 12,8% das subsecções estatísticas); e c) o reduzido, muito reduzido, médio, reduzido, reduzido, reduzido e combinação (presente em 11,7% por cento subsecções estatísticas).



**Figura 7.7** - Alterações nas classes de vulnerabilidade das subsecções estatísticas nos seis cenários.

Nos cenários de i, ii, iv, e vi não se verifica alteração da classe vulnerabilidade em aproximadamente 50% das subsecções estatísticas. A classe de vulnerabilidade sofreu alteração nos cenários iii e v, e a alteração foi para a classe adjacente. A coincidência da classificação da vulnerabilidade para diferentes cenários reduz a incerteza na tomada de decisão.

Os resultados foram agregados à escala da freguesia, através da média dos valores das células e apresentados na Figura 7.8.



**Figura 7.8** - Média da vulnerabilidade nas 24 freguesias de Vila Nova de Gaia.

No cenário iii (risco máximo sem *trade-off*), a vulnerabilidade nas freguesias é média ou ligeiramente elevada, mas em algumas subsecções estatísticas a vulnerabilidade é classificada como elevada ou muito alta. No cenário v (alto risco e *trade-off* parcial), a vulnerabilidade é reduzida ao nível da freguesia, mas algumas subsecções estatísticas estão classificadas como apresentando vulnerabilidade média ou alta. Todas as freguesias apresentam vulnerabilidade muito reduzida no cenário ii (risco mínimo e sem *trade-off*).

Com base numa abordagem relativa, para cada cenário, foram identificadas as diferenças de vulnerabilidade inter-freguesias. Neste caso, a vulnerabilidade ao nível da freguesia foi classificada como "alta" se é superior à soma da média e desvio padrão.

As freguesias de Mafamude e Oliveira do Douro apresentam alta vulnerabilidade no cenário i (risco neutro e máximo *trade-off*). Os edifícios, a população e os aspectos socioeconómicos explicam a vulnerabilidade em Oliveira do Douro, e a classificação da vulnerabilidade em Mafamude é principalmente devido aos elementos expostos.

No cenário ii (risco mínimo e sem *trade-off*) os valores altos de vulnerabilidade são apresentados nas freguesias de Sandim e Crestuma, devido aos factores relacionados com a população e as características socioeconómicas.

Para o cenário iii (risco máximo e sem *trade-off*), as freguesias mais vulneráveis são Arcozelo, Madalena, Mafamude, Oliveira do Douro, e de Vila Nova de Gaia. Mais de 57 % da área nestas freguesias é classificada com vulnerabilidade elevada ou muito elevada. A classificação obtida para as freguesias Arcozelo e Madalena resulta, principalmente, do contributo dos edifícios e dos elementos expostos para vulnerabilidade. O resultado da avaliação de vulnerabilidade nas freguesias de Vila Nova de Gaia e de Mafamude é devido aos elementos expostos, e em Oliveira do Douro é devido ao contributo dos aspectos socioeconómicos.

As freguesias de Crestuma, Avintes e Oliveira do Douro apresentam alta vulnerabilidade no cenário iv (baixo risco e parcial *trade-off*). Os resultados da vulnerabilidade nas freguesias de Avintes e Oliveira do Douro são devido aos edifícios, à população e aos aspectos

socioeconómicos, e a classificação de Crestuma é devida à contribuição dos edifícios e da população na vulnerabilidade.

Na análise inter-freguesias, Valadares, Madalena, Oliveira do Douro, e Vila Nova de Gaia apresentam alta vulnerabilidade no cenário v (risco e parcial *trade-off*). A classificação das freguesias de Valadares e de Madalena é devida aos vários objectivos. Os resultados de vulnerabilidade verificados nas freguesias de Vila Nova de Gaia e de Oliveira do Douro são devido ao elevado valor dos elementos expostos. Mais de 46% das áreas das freguesias de Oliveira do Douro e de Vila Nova de Gaia estão nas classes média e elevada de vulnerabilidade.

As freguesias de Oliveira do Douro e de Avintes apresentam uma vulnerabilidade alta no cenário vi (risco neutro e parcial *trade-off*), apesar de 90% e 97% das suas áreas, respectivamente, serem classificadas como reduzida.

No geral, Mafamude, Oliveira do Douro, Vila Nova de Gaia, Avintes apresentaram uma alta vulnerabilidade na análise inter-freguesias. As zonas mais vulneráveis correspondem a áreas urbanas, ou seja, áreas com elevada densidade de edifícios e de população e muitos edifícios comerciais. Os resultados de vulnerabilidade elevada nesses distritos são influenciados de forma diferente pelos objectivos. Os valores mais elevados são explicados através: 1) elementos expostos em Vila Nova de Gaia; 2) aspecto socioeconómico em Oliveira do Douro; e 3) aspecto socioeconómico e elementos expostos em Mafamude. Estas freguesias apresentam vulnerabilidade alta e são atravessadas por rios (Douro ou Febros) correspondendo a áreas com potencial risco de inundação.

Estes resultados são consistentes com o conhecimento empírico da área de estudo, e esses elementos são importantes para a avaliação do risco de inundações à escala local pelas autoridades. O grau de subjectividade na escolha dos critérios da vulnerabilidade foi evidente durante o processo de pesquisa. O estudo pode ser complementado com a recolha de dados de campo sobre as características individuais, como, por exemplo, o conhecimento sobre resiliência após um evento de inundação. Os trabalhos futuros deverão incluir uma análise de sensibilidade para avaliar a incerteza dos dados de entrada e calcular a propagação de erros através do modelo. No entanto, o modelo deve ser aplicado numa área de teste onde ocorram eventos de inundação para avaliar o nível de perturbação e os danos causados por uma inundação.

### **7.3.7 Síntese conclusiva**

Os mapas de vulnerabilidade à inundação fornecem uma ferramenta para o planeamento de mitigação do risco de inundação, que permite destacar as zonas de maior vulnerabilidade. Esta abordagem AMCE ajuda a gerar uma visão de quem é vulnerável e em que locais, permitindo, assim, a implementação de estratégias direccionadas para a redução do impacto da vulnerabilidade. Os resultados da avaliação de vulnerabilidade à inundação são apresentados



através de seis cenários de vulnerabilidade. No cenário mais pessimista, as freguesias de Valadares, Madalena, Oliveira do Douro, e de Vila Nova de Gaia foram consideradas como extremamente vulneráveis.

Na análise inter-freguesias, os resultados globais da vulnerabilidade permitiram identificar Mafamude, Oliveira do Douro, Vila Nova de Gaia, Avintes como freguesias de alta vulnerabilidade, embora o valor médio da vulnerabilidade seja médio ou ligeiramente elevado, apenas no cenário de risco máximo e sem *trade-off*. De acordo com o cenário pessimista, estas freguesias têm a maioria das suas áreas (57% a 68 %) nas classes de vulnerabilidade elevada e muito elevada. Estas freguesias têm elevada densidade de edifícios e de população, e um elevado número de edifícios comerciais, e são atravessadas por rios (Douro ou Febros), e, portanto, correspondem a áreas de risco potencial de inundação

A disparidade de vulnerabilidade à inundação nos vários cenários é bastante evidente nas subsecções estatísticas de cada freguesia. Um padrão de elevada vulnerabilidade à inundação foi apresentado nas subsecções estatísticas das freguesias de Grijó, Perosinho, Mafamude, Oliveira do Douro, e Vila Nova de Gaia. A análise de vulnerabilidade à escala local é importante porque são necessários dados espaciais de elevada resolução espacial para realizar a avaliação do risco de inundação em zonas urbanas.

## **7.4 Avaliação da vulnerabilidade com base em análise de componentes principais**

Neste trabalho foi aplicada a Análise Factorial utilizando como método de extracção a ACP para construção de um índice de vulnerabilidade à inundação. A construção e o mapeamento do índice de vulnerabilidade são um contributo importante para a avaliação do risco de inundação.

### **7.4.1 Âmbito geográfico**

A vulnerabilidade à inundação foi avaliada nos municípios de Vila Nova de Gaia, Leiria, Santarém e de Cascais (Figura 7.9), em que ocorreram vários eventos de inundação nos últimos anos (Quaresma, 2008; Zêzere *et al.*, 2014). Apesar de neste trabalho de doutoramento se pretender avaliar o risco de inundação para zonas do município de Vila Nova de Gaia, para a avaliação da vulnerabilidade foram considerados em adição, outros três municípios (Leiria, Santarém, e Cascais), de forma a analisar o efeito da escala de análise (7.4.4) na classificação da vulnerabilidade (Figura 7.9).

A densidade de população dos municípios de Cascais, Vila Nova de Gaia, Leiria e Santarém é, respectivamente, 2119, 1795, 225 e 111 hab/km<sup>2</sup> e a densidade de edifícios é, respectivamente, 448, 386, 82 e 43 edifícios/km<sup>2</sup>. Estes indicadores permitem uma distinção clara entre os municípios de Cascais e de Vila Nova de Gaia e entre os municípios de

Santarém e de Leiria. A tipologia de ocupação de solo dominante nos municípios de Cascais, Vila Nova de Gaia, Leiria e Santarém é, respectivamente, urbano (53%), urbano (43%), florestal (62%), e agrícola (58%).

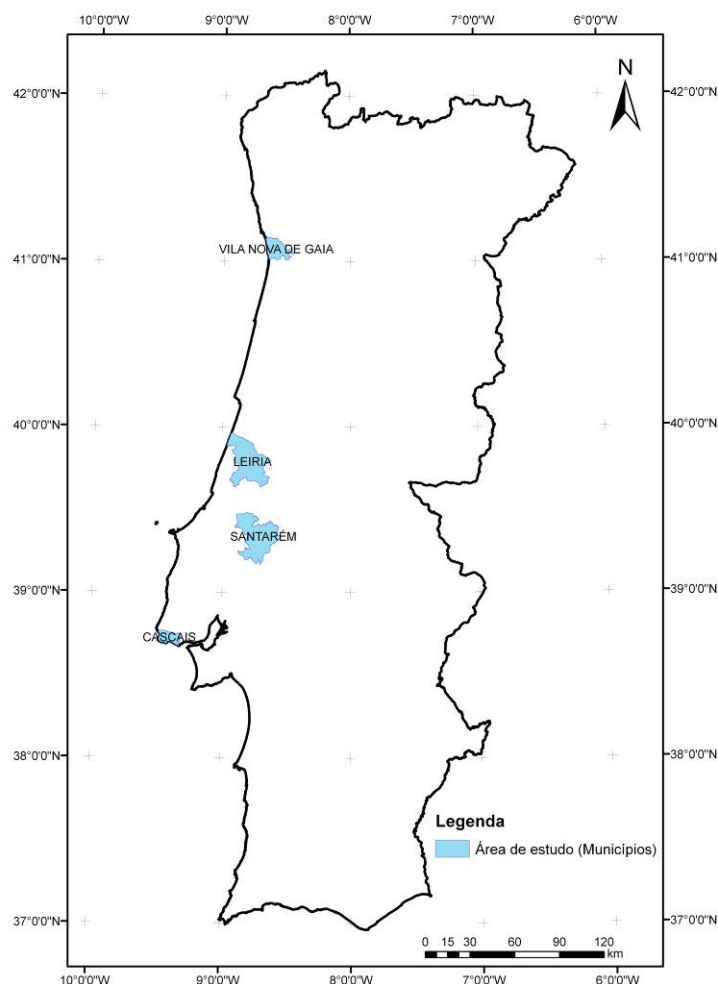


Figura 7.9 - Localização geográfica das áreas de estudo.

### 7.4.2 Selecção dos indicadores

No processo de selecção de variáveis, para construir o índice de vulnerabilidade à inundação ao nível da subsec o estatística, foi considerada uma lista de variáveis que representa as dimensões social, económica e física da vulnerabilidade e foram adicionadas variáveis ambientais baseadas na ocupa o do solo. A selec o dos indicadores para constru o do  ndice de vulnerabilidade deve ter em considera o as seguintes questões: Quais são os grupos de pessoas vulneráveis às inunda es? Quais são as constru es vulneráveis às inunda es? Qual   classe de uso do solo mais vulnerável às inunda es? E como   que o crescimento urbano afecta a vulnerabilidade às inunda es? Os argumentos que justificaram a selec o das variáveis estão descritos no Quadro 7.1.

### 7.4.3 Construção do índice de vulnerabilidade

Na construção do Índice de Vulnerabilidade para avaliação do risco de inundação (FloodVI) foi utilizado um método de estatística multivariada, a ACP. Esta técnica estatística permite descrever um número de variáveis iniciais a partir de um menor número de componentes principais ou factores. Desta forma, os factores que influenciam a vulnerabilidade são reconhecidos num nível mais elevado do que quando representados por variáveis individuais. Além disso, o método evita o problema da multicolinearidade e aumenta a abrangência (Schmidtlein *et al.*, 2008). O método ACP permite a redução das variáveis de forma a obter um conjunto de variáveis que resumem as características de vulnerabilidade à inundação. A avaliação da vulnerabilidade através da ACP é um método utilizado por vários autores, com introdução de algumas adaptações à especificidade dos estudos de caso (Cutter *et al.*, 2003; Schmidtlein *et al.*, 2008; Tate, 2012; Holand e Lujala, 2013).

O método para construção do FloodVI é descrito através das seguintes etapas, de acordo com a Figura 7.10:

1. Estandarização das variáveis através dos *z-scores*;
2. Execução da ACP para extracção dos factores;
3. Rotação das componentes através do método Varimax (Kaiser, 1958);
4. Interpretação dos resultados das componentes, para compreender a influência das componentes na vulnerabilidade;
5. Agregação dos *scores* factoriais através de quatro métodos;
6. Estandarização dos resultados da agregação dos *scores* factoriais;
7. Integração dos resultados no SIG e apresentação da distribuição espacial do índice de vulnerabilidade em cinco classes: Muito Reduzida; Reduzida; Média; Elevada e Muito Elevada.

Os procedimentos de estandarização das variáveis e de ACP foram efectuados no SPSS Statistics®.

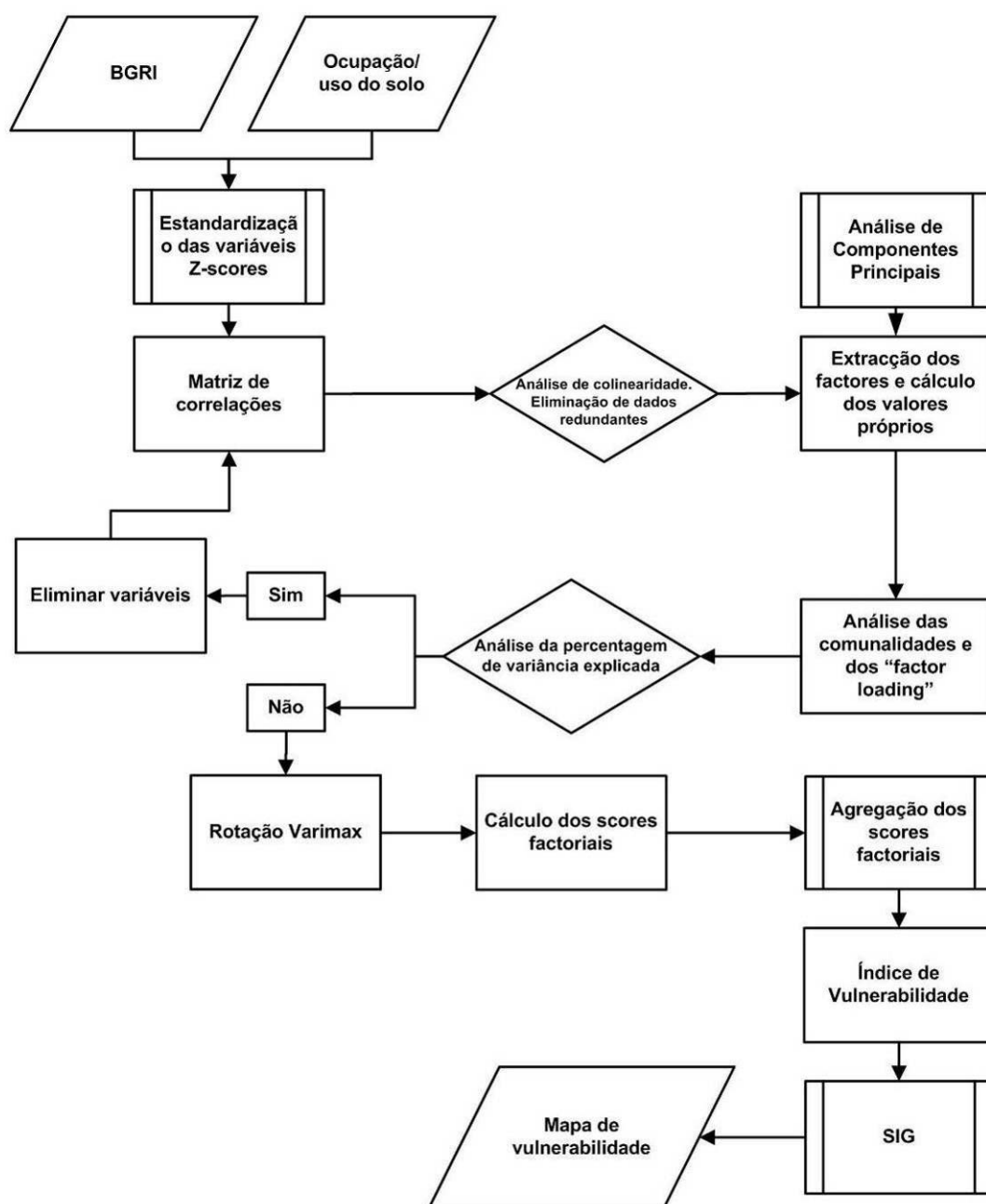


Figura 7.10 - Fluxograma para construção do FloodVI.

#### 7.4.4 Escala de análise

A avaliação da vulnerabilidade, com base em informação censitária, tem sido realizada ao nível da subsecção estatística, mas tendo como âmbito de análise o município. Neste estudo, a análise do efeito da escala de análise na vulnerabilidade à inundaçãõ é um dos objectivos propostos. O índice FloodVI foi calculado à subsecção estatística, que é o nível máximo de desagregação da BGRI, contudo os dados foram processados com dois níveis diferentes de agrupamento. Em primeiro lugar, os dados foram processados individualmente (M1) para a área de cada município (Vila Nova de Gaia, Leiria, Santarém, e Cascais) e por último para área do grupo dos quatro municípios (M4). O objectivo é testar se uma determinada subsecção

estatística apresenta o mesmo grau de vulnerabilidade quando é alterada a escala de análise. A avaliação da vulnerabilidade à inundação foi efectuada ao nível da área mínima cartografada nos censos (subsecção estatística), contudo foi, também, analisado o efeito da escala de análise (e.g. a utilização das subsecções estatísticas do município ou das subsecções estatísticas dos municípios afectados por eventos de inundação) na estimativa da vulnerabilidade de uma subsecção estatística.

#### 7.4.5 Estandarização dos indicadores

A estandarização é uma simples transformação linear dos valores brutos, de modo a que a nova distribuição tenha uma média de 0 e um desvio padrão de 1. Para obter um valor estandarizado ( $z_i$ ) é calculado:

$$Z_i = \frac{(X_i - \mu)}{\sigma} \quad 7.12$$

em que  $x_i$ ,  $\mu$  e  $\sigma$  são, respectivamente, o valor bruto, a média e o desvio-padrão dos valores brutos.

A estandarização através dos *z-scores* é a abordagem mais adequada para estandarizar conjuntos de dados com valores extremos (Nardo *et al.*, 2008). Um benefício adicional de estandarização do *z-scores* é que a variável estandarizada tem o mesmo valor, independentemente da unidade de medida da variável (Nardo *et al.*, 2008).

#### 7.4.6 Extracção dos factores

A ACP é uma metodologia útil, para eliminar do universo em análise as variáveis redundantes, e proceder ao seu agrupamento em diferentes componentes. Deste modo, obtêm-se indicadores de síntese (componentes) que nos permitem ter em consideração o máximo de informação relevante.

O processamento de dados através da ACP (Figura 7.10) foi realizado no SPSS Statistics®, e é descrito através das seguintes etapas:

1. Executar a ACP com as variáveis de entrada estandarizadas. O ponto de partida para todas as técnicas de análise de factorial é a matriz de correlação, que é utilizada para analisar a colinearidade dos dados e eliminar do universo em análise os dados redundantes. Nesta fase é avaliada se as correlações são adequadas para realizar a ACP.
2. Análise de resultados de saída da ACP. A aplicação do teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) mede a adequação da amostra e mostra o grau de ajustamento à análise factorial, isto é determina o nível de confiança que se pode esperar dos resultados quando é utilizado o método multivariado de análise factorial (Hair *et al.*, 2009). Os

valores KMO superiores a 0,6 são considerados aceitáveis e superiores a 0,8 indicam um nível de boa compatibilidade das variáveis (Hutcheson e Sofroniou, 1999). Seleccionar apenas os componentes cujos valores próprios são maiores do que um (Kaiser, 1960). As comunalidades indicam a proporção da variância explicada pelas componentes principais, os valores de comunalidades superiores a 0,5 são adequados.

3. Análise da percentagem de variância explicada. Deve ser mantido o número de componentes necessários para dar conta de um valor pré determinado de variação de dados original. A escolha do número de componentes foi efectuada, de forma que, pelo menos, 80 % da variação dos dados originais seja explicada (Schmidtlein *et al.*, 2008).
4. Rotação das componentes através do método Varimax (Kaiser, 1958) que é um método de rotação ortogonal que minimiza o número de variáveis apresentadas por cada componente. Este processo simplifica a interpretação dos factores. A interpretação dos factores resultantes, permite analisar o modo como estes influenciam a vulnerabilidade.
5. Determinação dos *scores* factoriais para cada sub-secção estatística. O *score* factorial é uma medida composta criada para cada observação de cada componente extraída na análise factorial. Os *scores* factoriais das componentes são estandardizados com o *z-score*.

#### **7.4.7 Agregação e mapeamento**

A agregação é o método utilizado para combinar os indicadores transformados, estandardizados, e ponderados no índice final. Neste estudo foram aplicadas quatro abordagens para agregação dos *scores* factoriais das componentes:

1. Na agregação 1 (A1) foi utilizada a soma dos *scores* factoriais dos componentes. Esta é uma forma simples de combinar os componentes, em que é atribuído um peso igual para cada componente do valor FloodVI.
2. Na agregação 2 (A2) foi utilizada o *score* factorial do primeiro componente. O primeiro componente extraído da ACP é a combinação linear de variáveis que explicam a maior quantidade de variação dos dados originais. Portanto, a selecção apenas da primeira componente, indicará que é a componente matematicamente ideal para resumir todas as variáveis de entrada numa única combinação.
3. Na agregação 3 (A3) foi utilizada a soma ponderada dos *scores* factoriais dos componentes, em que o peso é atribuído com base na variância explicada por essa componente. Este método é um compromisso entre os dois primeiros métodos, onde cada uma das componentes de peso é a proporção da variação total explicada por uma determinada componente.
4. Na agregação 4 (A4) foi utilizada a análise de *clusters* que é uma técnica exploratória de análise multivariada de dados utilizada para classificar em grupos homogéneos,

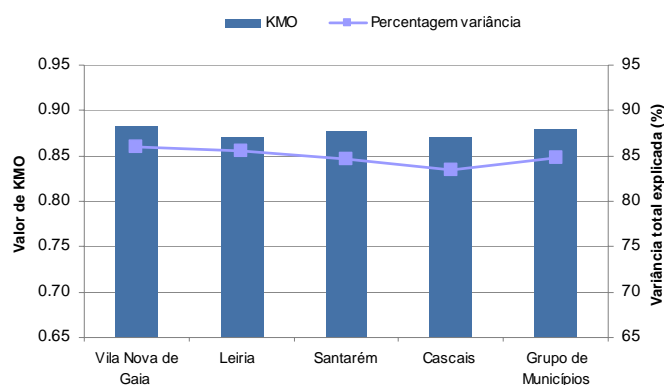
através da observação das semelhanças e dissimilaridades entre os indivíduos. A análise de *clusters* utilizada baseou-se no método de agrupamento não hierárquico partitivo iterativo *K-means*, que consiste na transferência de um indivíduo para o *cluster* cujo centróide se encontra a menor distância. A análise de *clusters* foi efectuada no SPSS Statistics®.

Nos métodos de agregação 1, 2, e 3 os resultados do índice de vulnerabilidade foram estandardizados. Os resultados da vulnerabilidade foram classificados em cinco classes: Muito Reduzida (< 1,5 Desvio Padrão); Reduzida (-1,5 - -0,5 Desvio Padrão); Média (-0,5-0,5 Desvio Padrão); Elevada (0,5-1,5 Desvio Padrão) e Muito Elevada (> 1,5 Desvio Padrão). O método de análise de *clusters* efectuou a classificação em cinco classes.

Como resultado final dos vários métodos de agregação (A1, A2, A3, e A4) foram elaborados quatro mapas para representar a distribuição espacial da vulnerabilidade nos municípios. Como a análise de escala é um dos objectivos deste estudo, os dados foram processados individualmente (M1) e para o grupo dos quatro municípios em simultâneo (M4), foram criados oito mapas de vulnerabilidade à inundação para cada município

#### 7.4.8 Análise e discussão dos resultados da vulnerabilidade

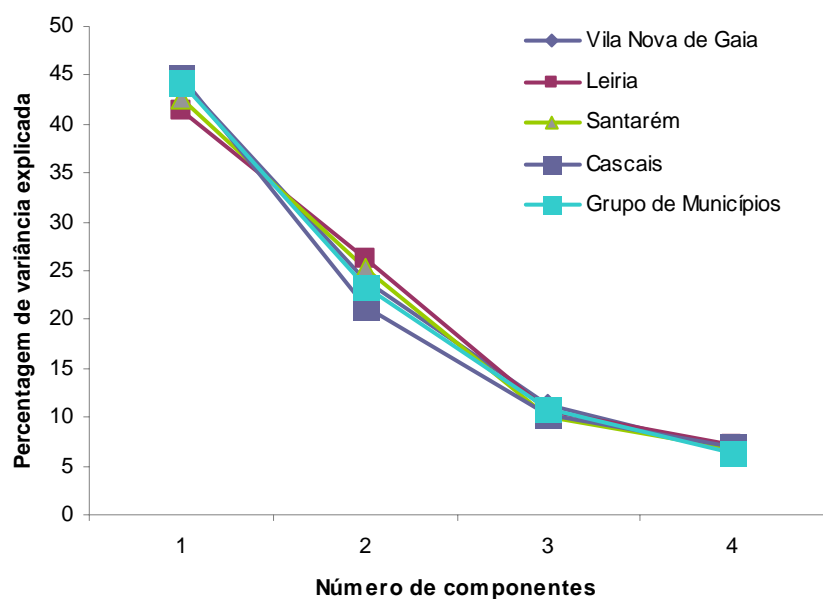
O grau de ajuste dos dados, através do teste KMO apresenta um valor considerado bom, superior a 0,85 para todos os casos de estudo (Figura 7.11). As quatro componentes explicam aproximadamente 85% da variância cumulativa, de acordo com a Figura 7.11.



**Figura 7.11** - Valor de KMO e variância total explicada para o estudo de casos.

Verifica-se que os 4 factores descrevem as relações entre todas as 16 variáveis consideradas (Anexo V). O factor 1 explica os aspectos socioeconómicos da população, o factor 2 explica características dos edifícios e os factores 3 e 4 explicam os aspectos ambientais relacionados com a tipologia de ocupação do solo e com a evolução da ocupação urbana.

Os aspectos socioeconómicos da população explicam entre 41% e 45% da variância da vulnerabilidade (Figura 7.12). As características dos edifícios explicam entre 21% e 26% da variância e os aspectos ambientais das componentes 3 e 4 explicam entre 17% a 18% da variância.

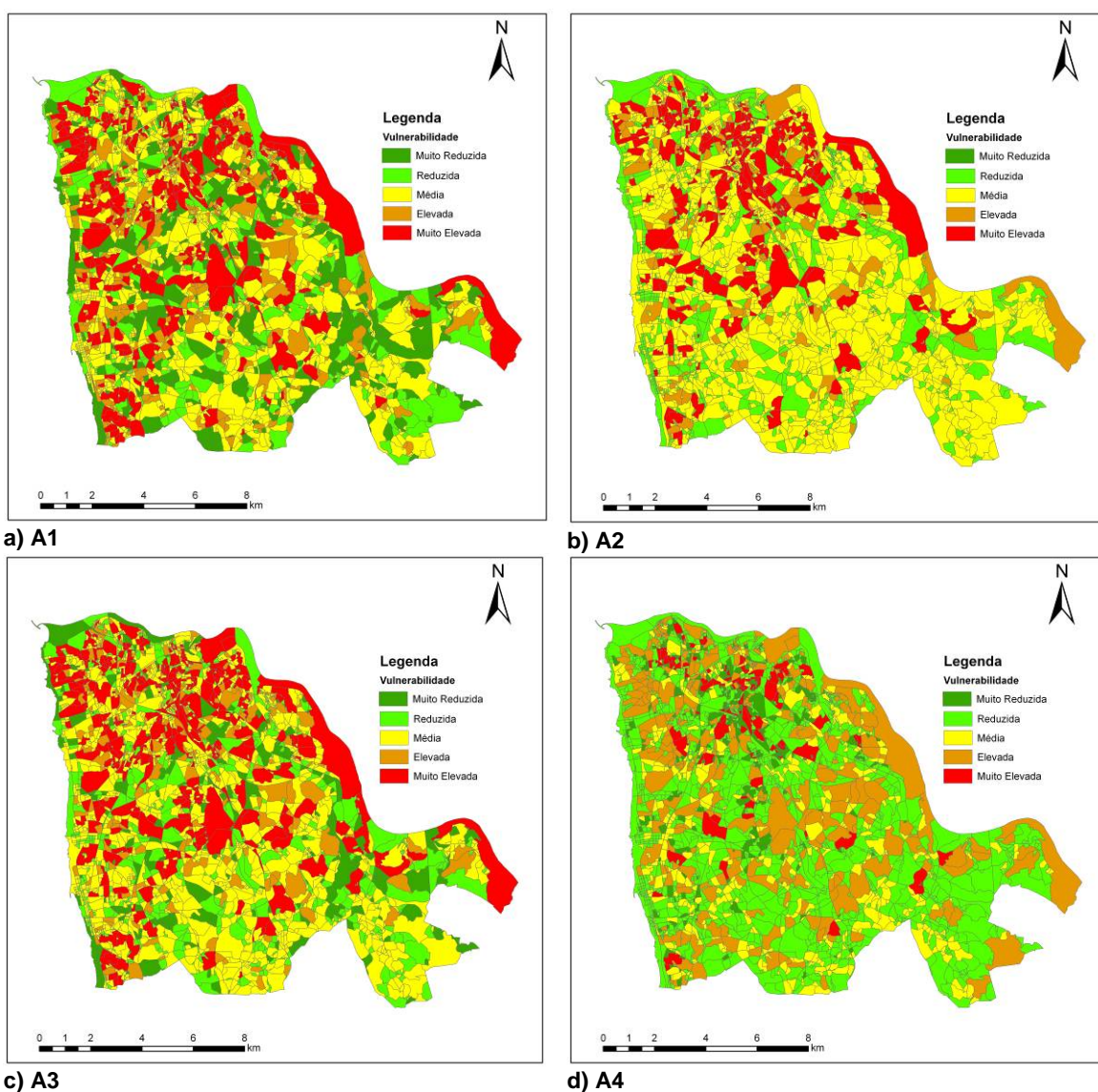


**Figura 7.12** - Variância explicada por cada componente.

Os resultados do índice de vulnerabilidade à inundação, através dos quatro métodos de agrega o, para o municípios Vila Nova de Gaia,   escala da subsec o estatística são apresentados na Figura 7.13. Estes mapas permite visualizar a varia o espacial da vulnerabilidade   inunda o e compreender o efeito do método de agrega o no cálculo do  ndice de vulnerabilidade.

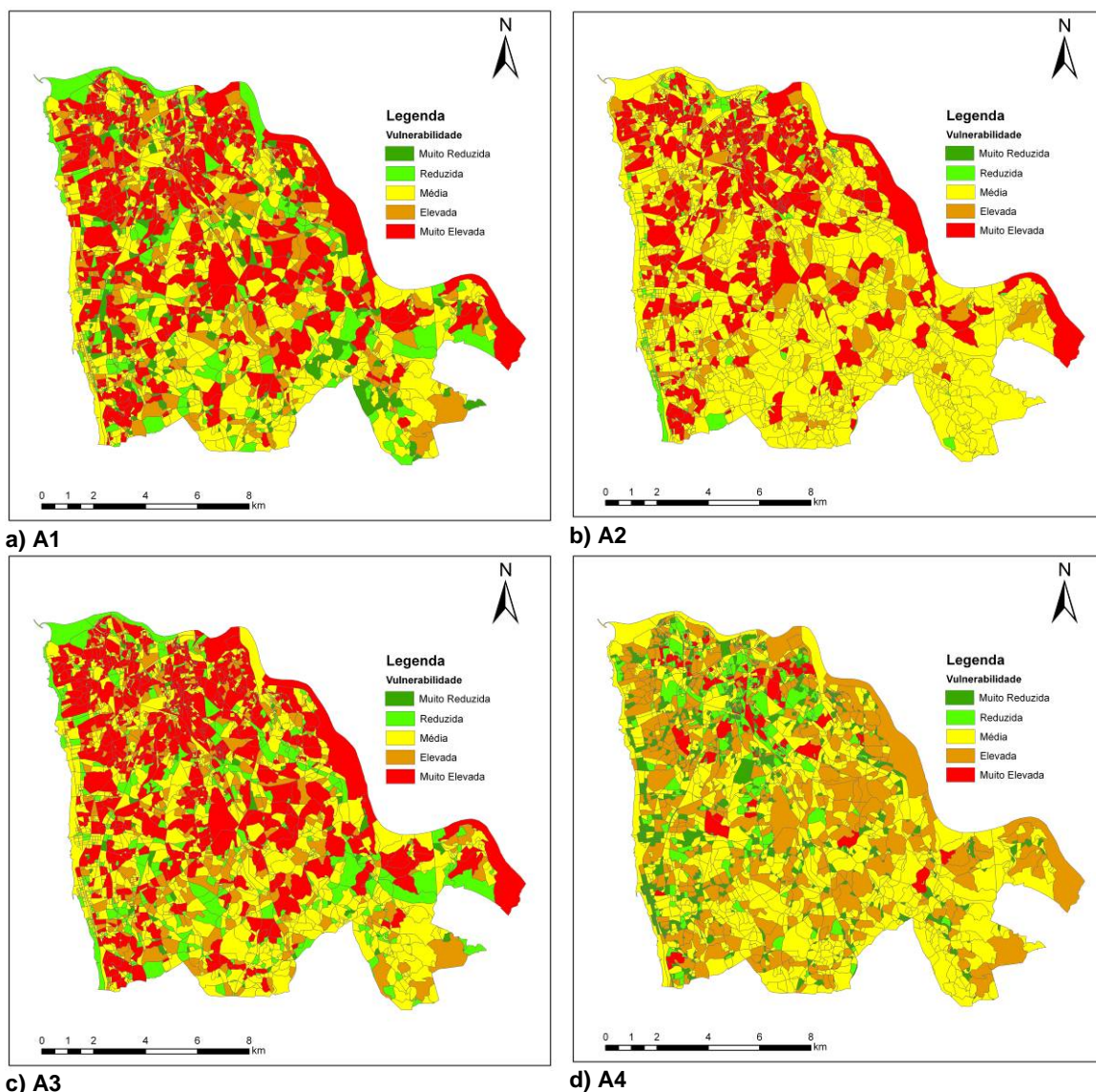
A distribui o espacial do  ndice de vulnerabilidade   inunda o para os restantes municípios (Leiria, Santarém, e Cascais),   apresentada no Anexo VI.





**Figura 7.13** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Vila Nova de Gaia (M1), obtido por diferentes métodos de agregação.

Os resultados do índice de vulnerabilidade à inundação no município de Vila Nova de Gaia, através dos quatro métodos de agregação, mas tendo em consideração os dados do conjunto dos quatro municípios (M4) são apresentados na Figura 7.14, à escala da subsecção estatística.



**Figura 7.14** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Vila Nova de Gaia (M4), obtido por diferentes métodos de agrega o.

A superfície ocupada pelas cinco classes de vulnerabilidade nos municípios, através dos diferentes métodos de agrega o,   apresentada no Anexo VII. Embora tenham sido estabelecidas cinco classes de vulnerabilidade, a análise de sensibilidade torna-se mais eficiente se juntarmos as classes reduzida e muito reduzida em apenas uma classe e as classes elevada e muito elevada noutra classe. A superfície ocupada pelas três classes de vulnerabilidade nos municípios, através dos diferentes métodos de agrega o,   apresentada na Figura 7.15.

Em todos os municípios, a aplica o dos métodos de agrega o A1, A3 e A4, resulta em maiores superfícies classificadas como zonas com vulnerabilidade elevada e muita elevada. Nos municípios de Leiria e Santarém, o método de agrega o A4   o mais pessimista porque   aquele que apresenta maior superfície de subsec es estatísticas classificadas como vulnerabilidade elevada e muita elevada. Por outro lado, esta tendência não   verificada nos

municípios de Vila Nova de Gaia e Cascais, que apresentam como mais pessimista, respectivamente o A3 e o A1.

No município de Vila Nova de Gaia, a alteração da escala de análise de M1 para M4 provoca um aumento da vulnerabilidade em todos os métodos de agregação. Neste município, os métodos de agregação A1 (M4) e A3 (M4), são os que apresentam maiores valores de vulnerabilidade elevada e muita elevada, respectivamente 48,3% e 49,9%.

Nos municípios de Leiria e Santarém, a alteração da escala de análise de M1 para M4 provoca um diminuição da vulnerabilidade em todos os métodos de agregação. Nestes municípios, os métodos de agregação A3 (M1) e A4 (M1), são os que apresentam maiores valores de vulnerabilidade elevada e muita elevada.

No município de Cascais, a alteração da escala de análise de M1 para M4 provoca um aumento da vulnerabilidade apenas nos métodos de agregação A2 e A3. Neste município, os métodos de agregação A1 (M1) e A3 (M4), são os que apresentam maiores valores de vulnerabilidade elevada e muita elevada, respectivamente 42,3% e 39,3%.

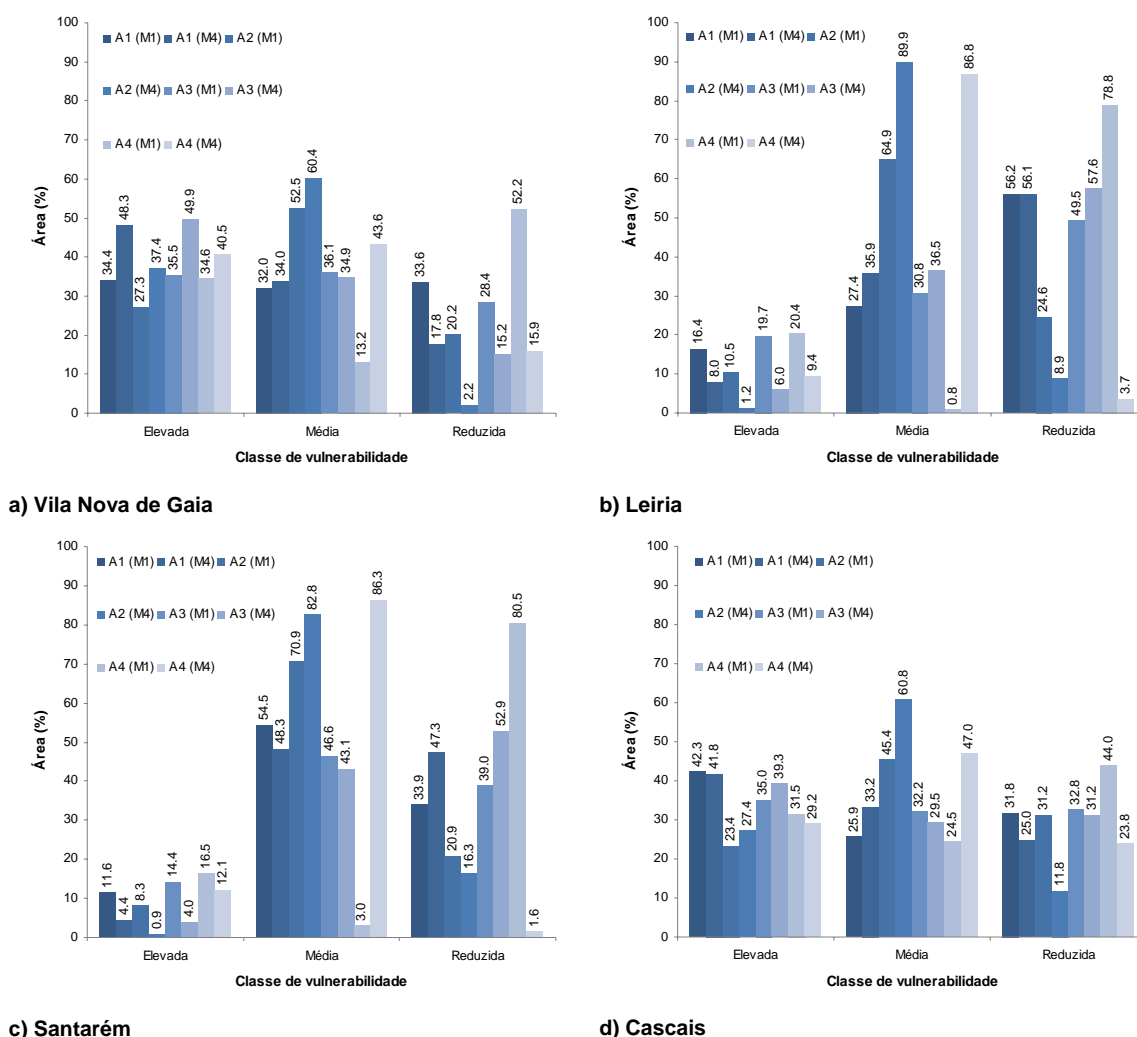


Figura 7.15 - Classes de vulnerabilidade nos municípios, obtidas por diferentes métodos de agregação.

### **7.4.9 Síntese conclusiva**

A análise e processamento dos factores de vulnerabilidade através de metodologias estatísticas nomeadamente análise factorial e numa fase posterior a integração dos resultados obtidos num SIG permitiu a representação espacial do índice de vulnerabilidade. Estes mapas constituem um elemento importante para as acções de planeamento e prevenção do risco de inundação. Este índice descreve a forma de como as características da população ao nível socioeconómico, dos edifícios e do ambiente influenciam a capacidade de resistência e a recuperação, ao impacto dos efeitos adversos de um eventos de inundação.

A vulnerabilidade à inundação é explicada pelas suas várias dimensões. Os aspectos socioeconómicos da população explicam entre 41% e 45% da variância, as características dos edifícios explicam entre 21% e 26% da variância, e parte ambiental explica entre 17% a 18% da variância.

Os resultados mostram que o método de agregação e a escala de análise tem influência nos resultados do índice de vulnerabilidade à inundação. Os contributos deste estudo foram os seguintes: aumento da disponibilidade de informação sobre vulnerabilidade em municípios afectados regularmente por eventos de inundação; integração da vulnerabilidade, numa abordagem técnica e orientada para o risco de inundação; e apresentação de uma abordagem interdisciplinar da vulnerabilidade com a integração de factores físicos, económicos, ambientais e sociais.

O índice de vulnerabilidade de inundação é uma ferramenta importante porque resume e integra as várias dimensões do problema, fornece métricas quantitativas que permitem comparar lugares e acompanhar as alterações da vulnerabilidade, e é relativamente fácil de interpretar por quem não é especialista nesta área. As vantagens do índice mostram que este tipo de métricas compostas são importantes para os profissionais e decisores no domínio do risco de inundação.

Nos trabalhos futuros deve ser realizado trabalho de campo (inquéritos) para avaliar o nível de perturbação na comunidade e os danos causados por eventos de inundação. Esta análise permitirá verificar a classe de vulnerabilidade atribuída às secções estatísticas onde ocorrem inundações.

## **7.5 Resultados da vulnerabilidade nas áreas de estudo**

Da vulnerabilidade estimada (7.3 e 7.4) foram obtidos catorze cenários de vulnerabilidade à inundação, seis resultantes do mapeamento da vulnerabilidade através da AMCE e oito resultantes do mapeamento da vulnerabilidade baseada no índice FloodVI. Na avaliação do risco de inundação, no estudo de casos, foram utilizados seis desses resultados: AMCE (ii e iii); e FloodVI (A3(M1), A3(M4), A4(M1), e A4(M4)). A selecção destes mapas de vulnerabilidade foi baseada nos seguintes critérios:

1. Dos resultados obtidos através da AMCE foram utilizados os seguintes cenários: o pessimista (risco máximo) e o optimista (risco mínimo), de acordo com o apresentado em 7.3.5;
2. Do FloodVI foi escolhido o método de agregação mais utilizado na construção de outros índices de vulnerabilidade (2.3.3), A3, que representa a soma ponderada dos *scores* factoriais dos componentes, e o método de agregação proposto neste estudo (A4) que usa o método dos *clusters* para classificar os *scores* factoriais em grupos homogéneos. Como a escala de análise afecta a vulnerabilidade (7.3.6) foram também considerados as situações M1 e M4, de forma analisar também o seu efeito no risco de inundação.

### **7.5.1 Estudo de caso: rio Febros**

Os resultados da vulnerabilidade à inundação apresentados na Figura 7.16 ilustram a variação espacial da vulnerabilidade à inundação e permitem compreender o efeito da abordagem de modelação nos resultados da vulnerabilidade, na área de estudo do rio Febros. A área ocupada pelas classes de vulnerabilidade à inundação é apresentada no Anexo VII.

Nesta área de estudo, as zonas classificadas como apresentando uma vulnerabilidade à inundação elevada e muito elevada variam entre 0% e 43%, respectivamente, para AMCE (ii) e AMCE (iii). O aumento da escala de análise, de M1 para M4, provoca um aumento das classes de vulnerabilidade à inundação (elevada e muito elevada) em 36% e 41%, respectivamente, nos métodos de agregação A3 e A4.

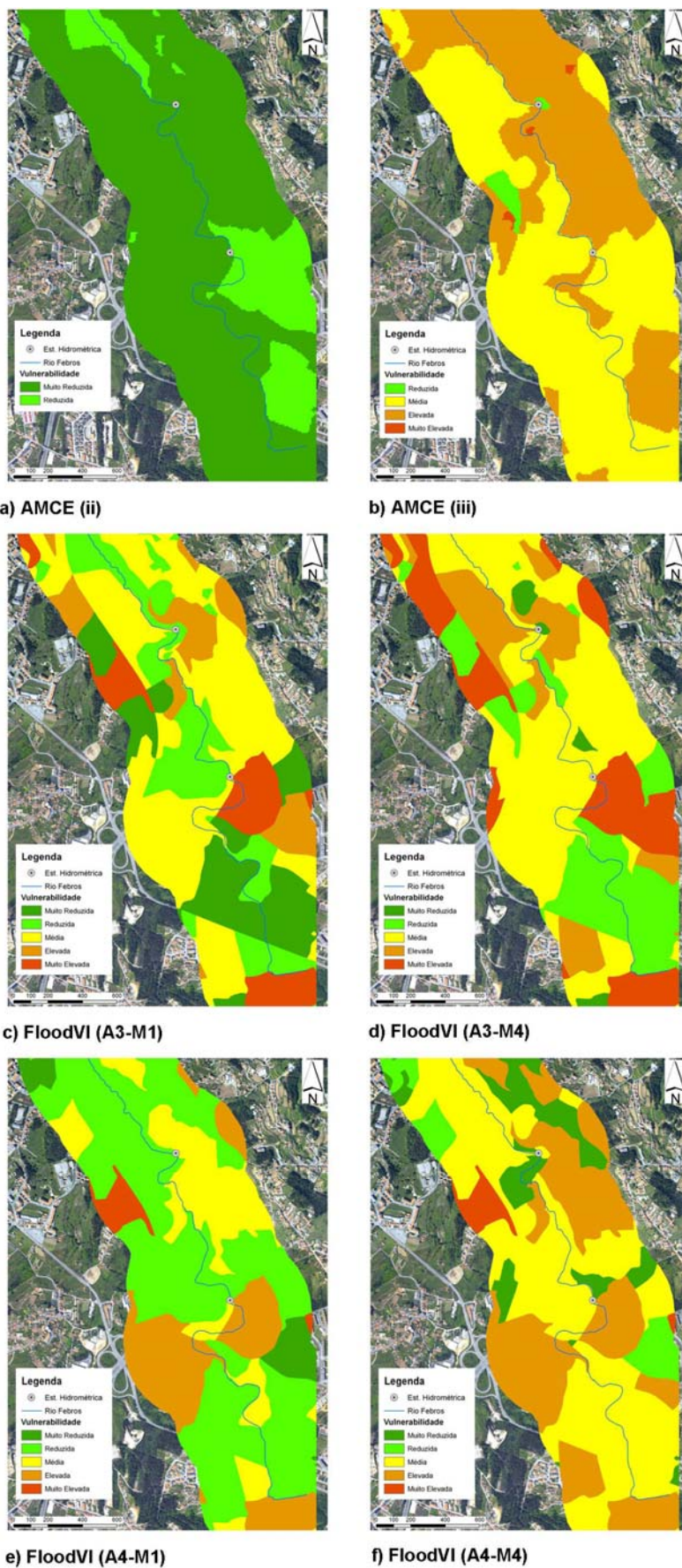


Figura 7.16 – Mapa de vulnerabilidade à inundação no rio Febros.

### 7.5.2 Estudo de caso: urbanização de Vila d'Este

Os resultados da vulnerabilidade   inundação apresentados na Figura 7.16 ilustram a variação espacial da vulnerabilidade   inundação e permitem compreender o efeito da abordagem de modela o nos resultados da vulnerabilidade.

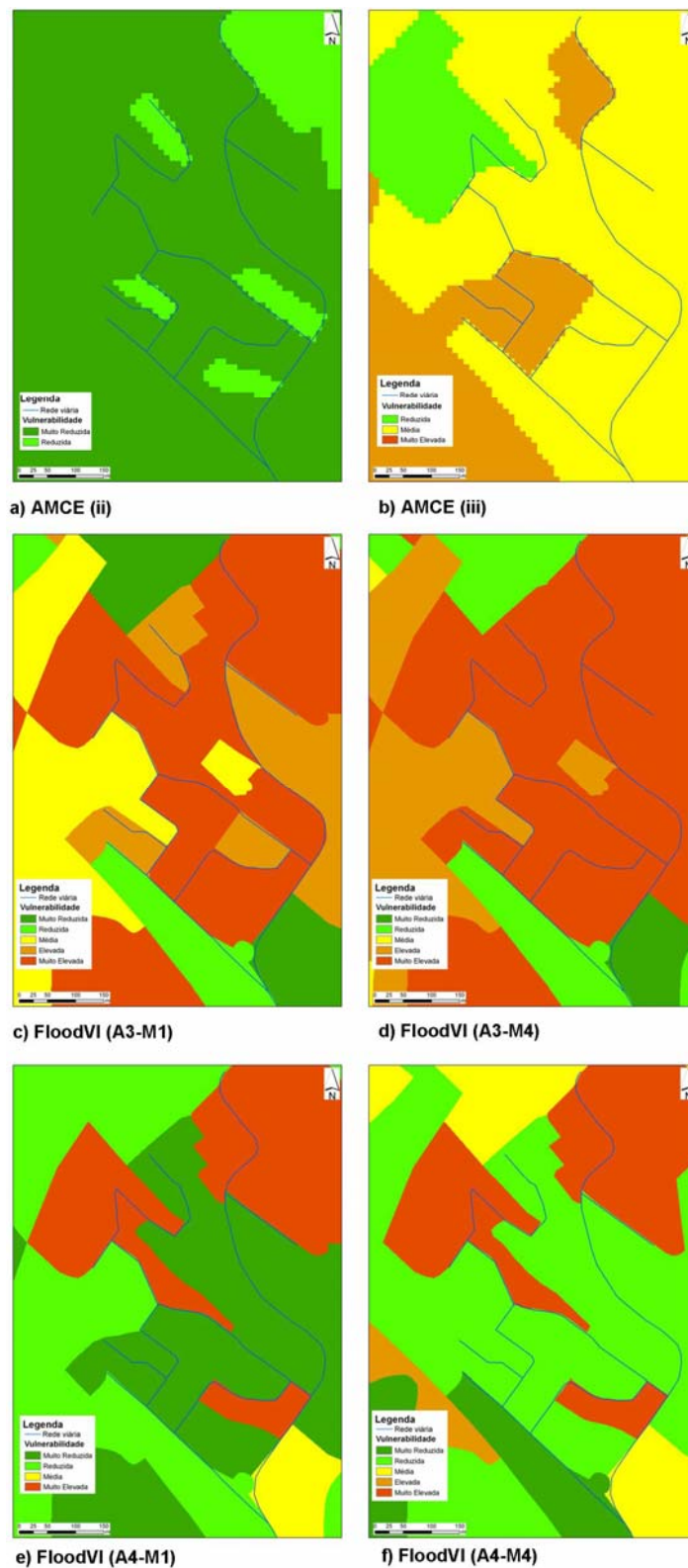


Figura 7.17 - Mapa de vulnerabilidade   inundação na urbaniza o Vila d'Este.

Na urbanização de Vila D'Este, as zonas classificadas como apresentando uma vulnerabilidade à inundação elevada e muito elevada variam entre 0% e 81%, respectivamente, para AMCE (ii) e FloodVI (A3-M4). O aumento da escala de análise, de M1 para M4, provoca um aumento das classes de vulnerabilidade   inundação (elevada e muito elevada) em 27% no método de agregação A3.



## 8 AVALIAÇÃO DO RISCO DE INUNDAÇÃO

### 8.1 Considerações gerais

Neste capítulo foi elaborado um conjunto de mapas de risco de inundação resultante da sobreposição dos mapas de perigo (6.3) e de vulnerabilidade à inundação (7.5). Os resultados obtidos no trabalho fornecem indicadores sobre o risco de inundação nos dois estudos de caso.

A avaliação do risco de inundação, no rio Febros, foi realizada para as zonas de perigo de inundação obtidas em 6.3.1., considerando a seguinte parametrização do modelo LISFLOOD-FP: o MDSeLCI e os coeficientes de resistência iguais a  $0,05 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  e  $0,04 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  nos dois trechos do canal e espacialmente distribuídos (Quadro 6.1) na zona de inundável.

A avaliação do risco de inundação, na Vila D'Este, foi realizada para as zonas de perigo de inundação obtidas em 6.3.2., considerando a seguinte parametrização do modelo LISFLOOD-FP: MDSeLCI e o coeficiente de resistência no canal (rede viária) igual a  $0,012 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$  e espacialmente distribuído (Quadro 6.1) na zona de inundável.

### 8.2 Metodologia de avaliação do risco de inundação

A avaliação do risco de inundação é realizada com base na combinação das quatro classes de perigo de inundação com as cinco classes de vulnerabilidade à inundação, materializando-se através da matriz de risco de inundação apresentada na Figura 8.1. O risco de inundação resultante do produto do perigo e da vulnerabilidade (Figura 8.1) foi classificado em cinco classes: Muito Reduzido (1 e 2); Reduzido (3, 4, e 5); Médio (6 e 8); Elevado (9, 10, e 12); e Muito Elevado (15, 16, e 20).

		Perigo			
		1	2	3	4
Vulnerabilidade	1	1	2	3	4
	2	2	4	6	8
	3	3	6	9	12
	4	4	8	12	16
	5	5	10	15	20

Figura 8.1 - Matriz de risco de inundação.

Neste trabalho, a avaliação do risco de inundação resultou da combinação dos mapas de perigo de inundação resultantes da utilização do MDSeLCI, para os quatro períodos de retorno (6.3) com os mapas criados através das seis abordagens de vulnerabilidade à inundação, seleccionadas para aplicação nas áreas de estudo (7.5). A sobreposição das estimativas do perigo ( $T=5$ ,  $T=50$ ,  $T=100$ , e  $T=500$ ) com os seis cenários de vulnerabilidade resultou na

elaboração de vinte e quatro mapas de risco de inundação. Estes mapas representam a distribuição espacial do risco de inundação na zona inundada e permitem apontar potenciais consequências prejudiciais associadas à inundação tais como: número indicativo de habitantes potencialmente afectados, e número de edifícios.

De seguida, para cada estudo de caso são apresentados os mapas de risco de inundação para um dado período de retorno e os seis diferentes cenários de vulnerabilidade.

No Quadro 8.1 é apresentada a nomenclatura usada para representar os diferentes casos estudados na avaliação do risco de inundação.

**Quadro 8.1** - Nomenclatura para os casos considerados para avaliação do risco de inundação.

		Perigo			
		T=5	T=50	T=100	T=500
Vulnerabilidade	AMCE (ii)	5Cii	50Cii	100Cii	500Cii
	AMCE (iii)	5Ciii	50Ciii	100Ciii	500Ciii
	A3 (M1)	5A3(1)	50A3(1)	100A3(1)	500A3(1)
	A3 (M4)	5A3(4)	50A3(4)	100A3(4)	500A3(4)
	A4 (M1)	5A4(1)	50A4(1)	100A4(1)	500A4(1)
	A4 (M4)	5A4(4)	50A4(4)	100A4(4)	500A4(4)

A análise dos resultados obtidos foi realizada com base na comparação das áreas sujeitas aos diferentes níveis de risco de inundação. Como exemplo é apresentado o número de pessoas e edifícios nos diferentes níveis de risco de inundação, para o período de retorno igual a 100 anos.

### 8.3 Estudo de caso rio Febros

Nas Figuras 8.2 a 8.5, são apresentados os mapas de risco de inundação, nas zonas adjacentes ao rio Febros, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos, respectivamente. Cada uma das figuras apresenta o resultado dos cenários de vulnerabilidade para cada período de retorno. As áreas sujeitas aos diferentes níveis de risco são apresentadas no Anexo VIII.

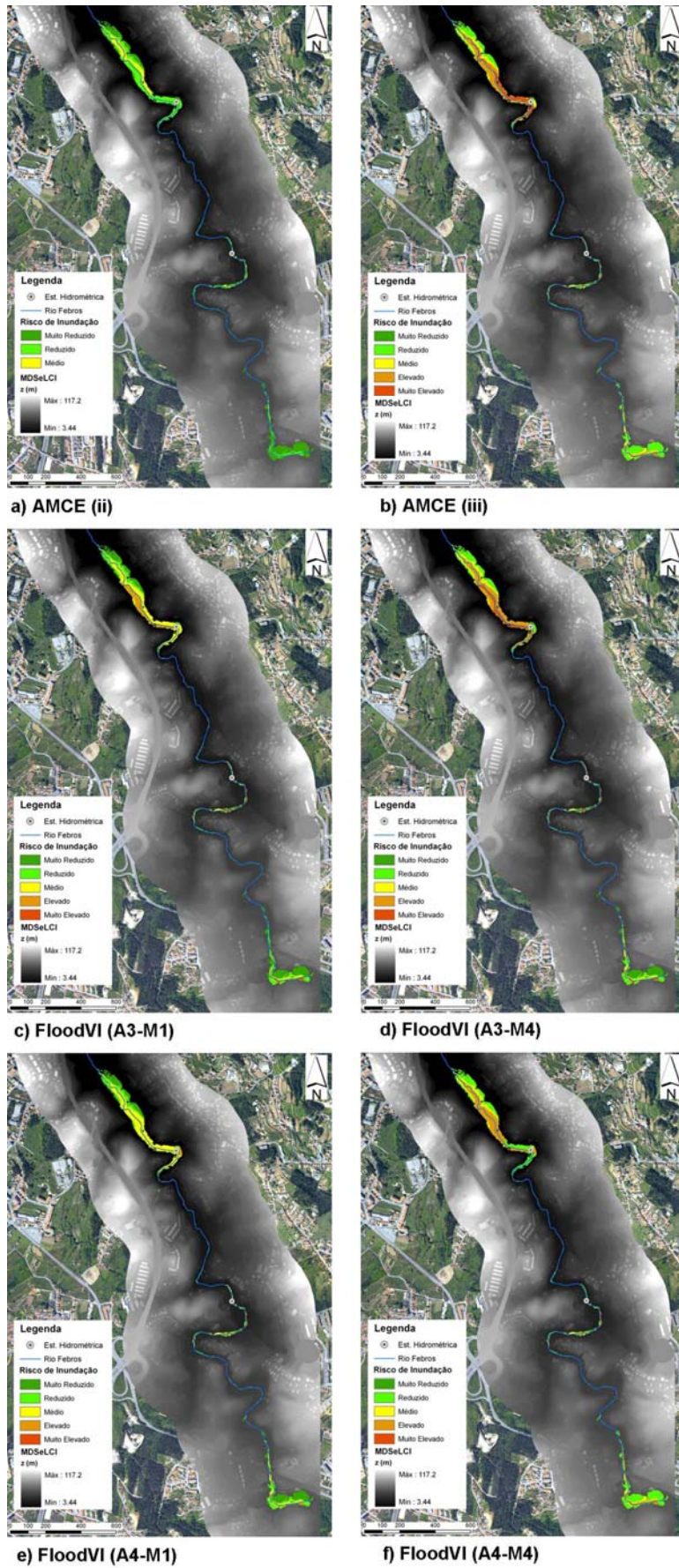


Figura 8.2 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=5).

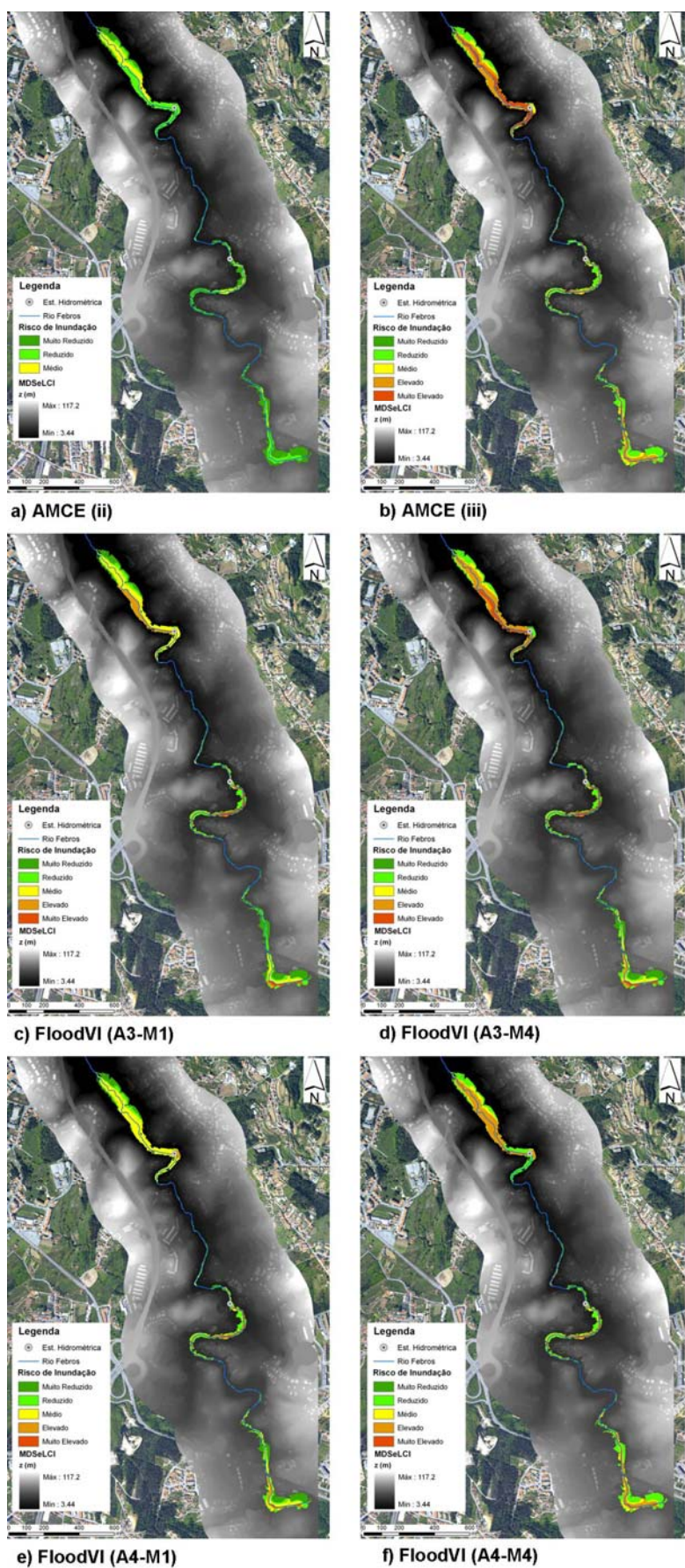


Figura 8.3 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=50).

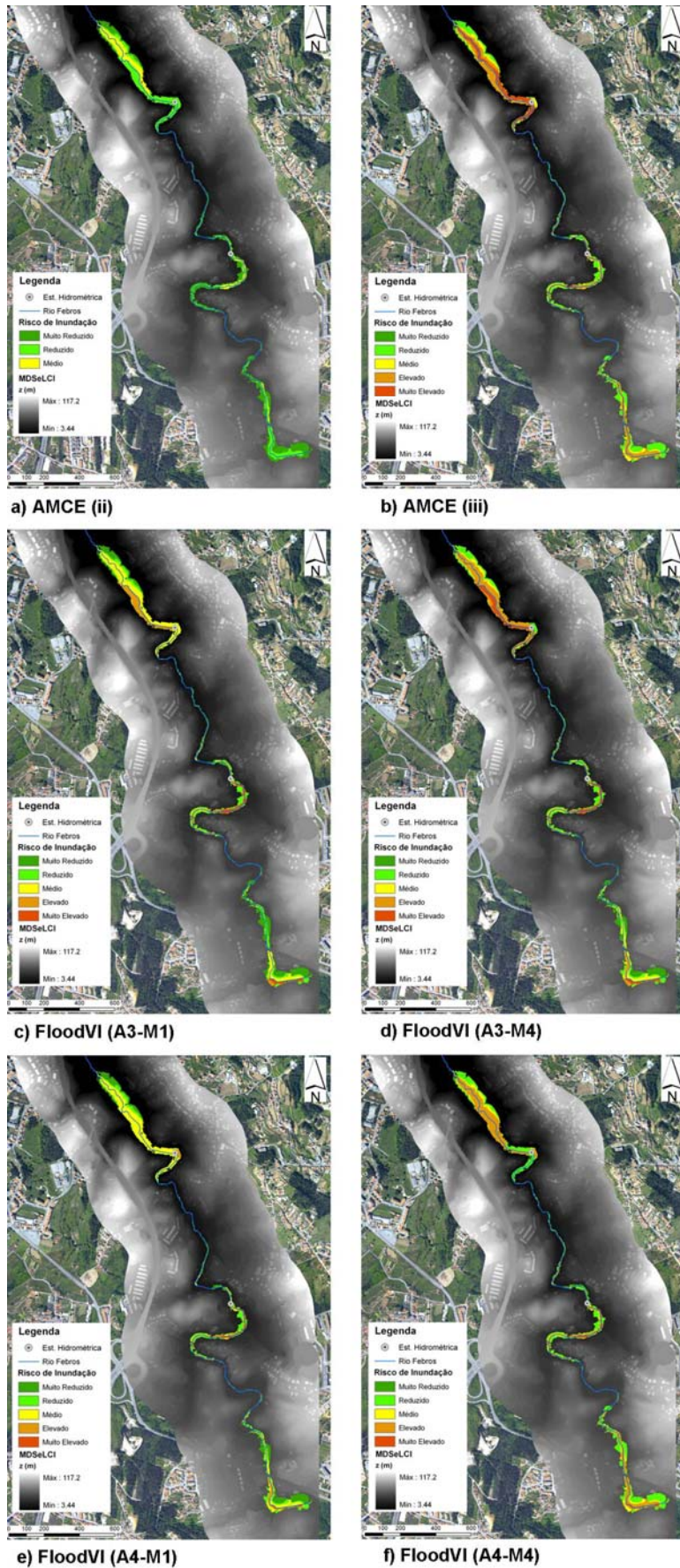


Figura 8.4 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=100).

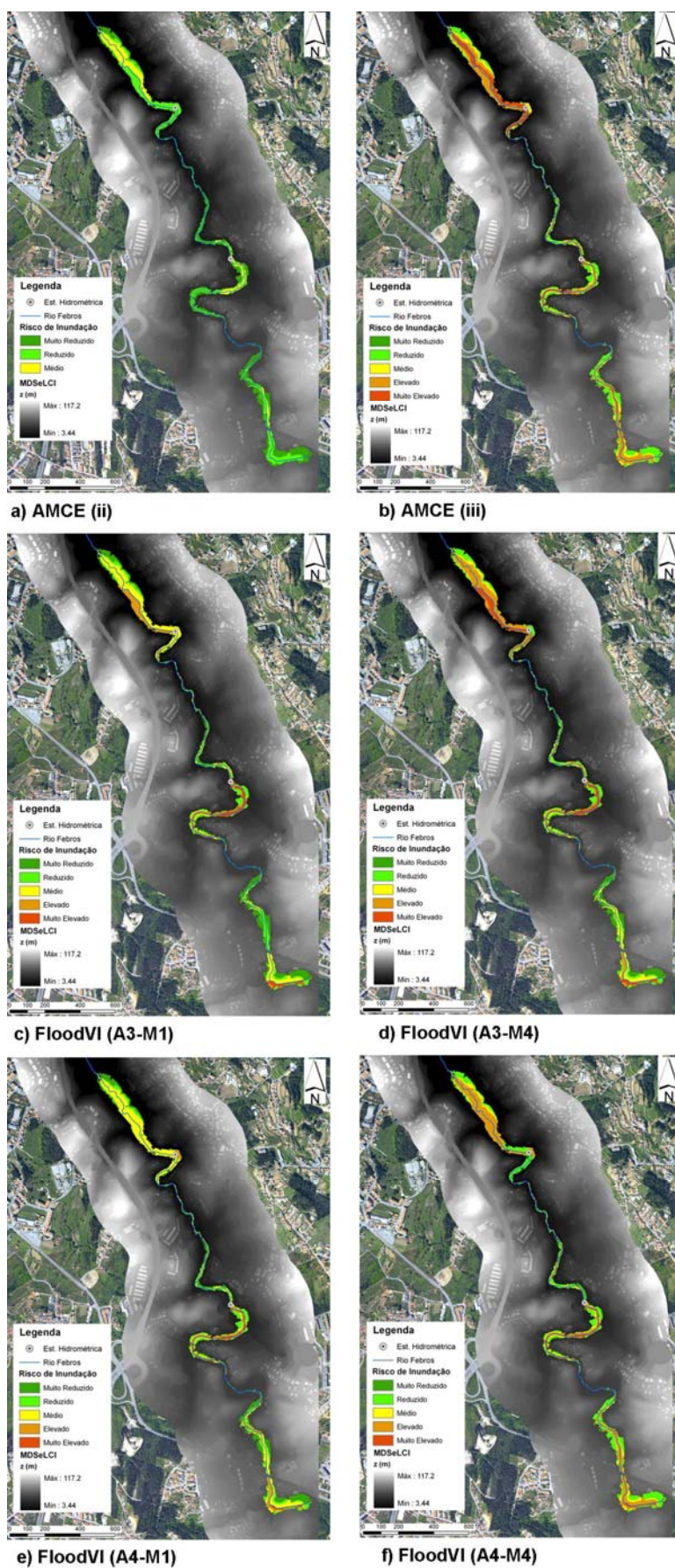


Figura 8.5 - Mapas de risco de inundação no rio Febros associado ao período de retorno (T=500).

Considerando uma inundação de média probabilidade ( $T=100$ ), serão potencialmente afectadas 129 habitantes e 69 edifícios. Os habitantes em zona de risco muito elevado e elevado variam entre 0% e 68%, respectivamente para o cenário de combinação de risco de inundação 100Cii e 100A3(4). Nas zonas de risco muito elevado e elevado, do cenário de risco de inundação 100Ciii, serão potencialmente afectados 71% dos edifícios e 65% dos habitantes.

#### **8.4 Estudo de caso urbanização de Vila d'Este**

Nas Figuras 8.6 a 8.9, são apresentados os mapas de risco de inundação, na urbanização Vila D'Este, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos, respectivamente. Cada uma das figuras apresenta o resultado dos cenários de vulnerabilidade para cada período de retorno. As áreas sujeitas aos diferentes níveis de risco são apresentadas no Anexo VIII.

Considerando uma inundação de média probabilidade ( $T=100$ ), serão potencialmente afectadas 1396 habitantes e 84 edifícios. O número de edifícios, localizados em zonas de classe de risco elevado e muito elevado, varia de acordo com o mapa de risco. Os cenários de risco de inundação 100A3(4) e o 100A3(1) são aqueles que apresentam maior número de edifícios potencialmente afectados em zonas de classe de risco elevado e muito elevado, respectivamente, 33 e 31 edifícios. Na aplicação à urbanização de Vila d'Este para o risco de inundação 100Ciii foram identificados 20 edifícios potencialmente afectados, em zonas de classe de risco elevado e muito elevado.

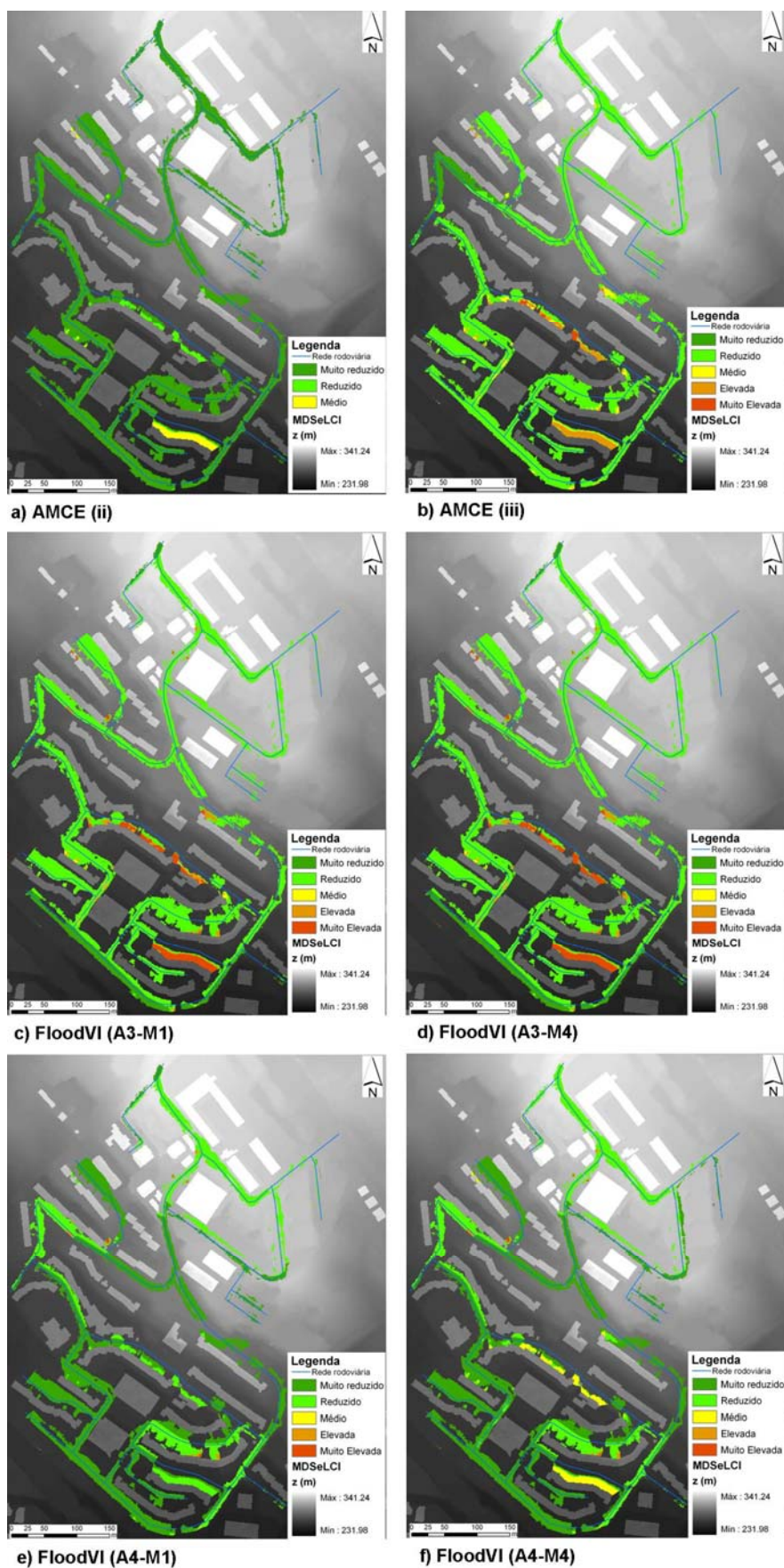


Figura 8.6 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d'Este associado ao período de retorno (T=5).



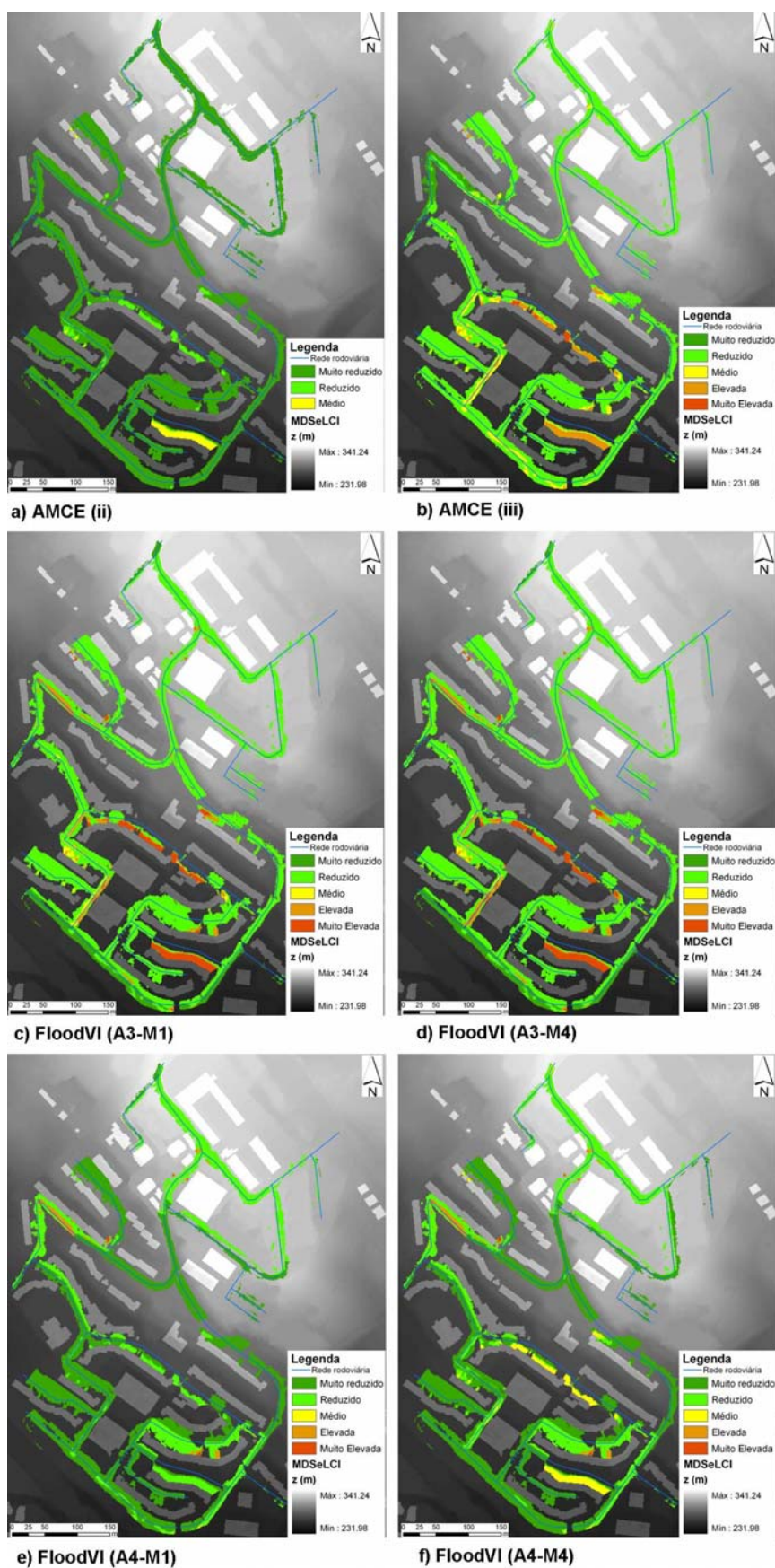


Figura 8.7 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d'Este associado ao período de retorno (T=50).

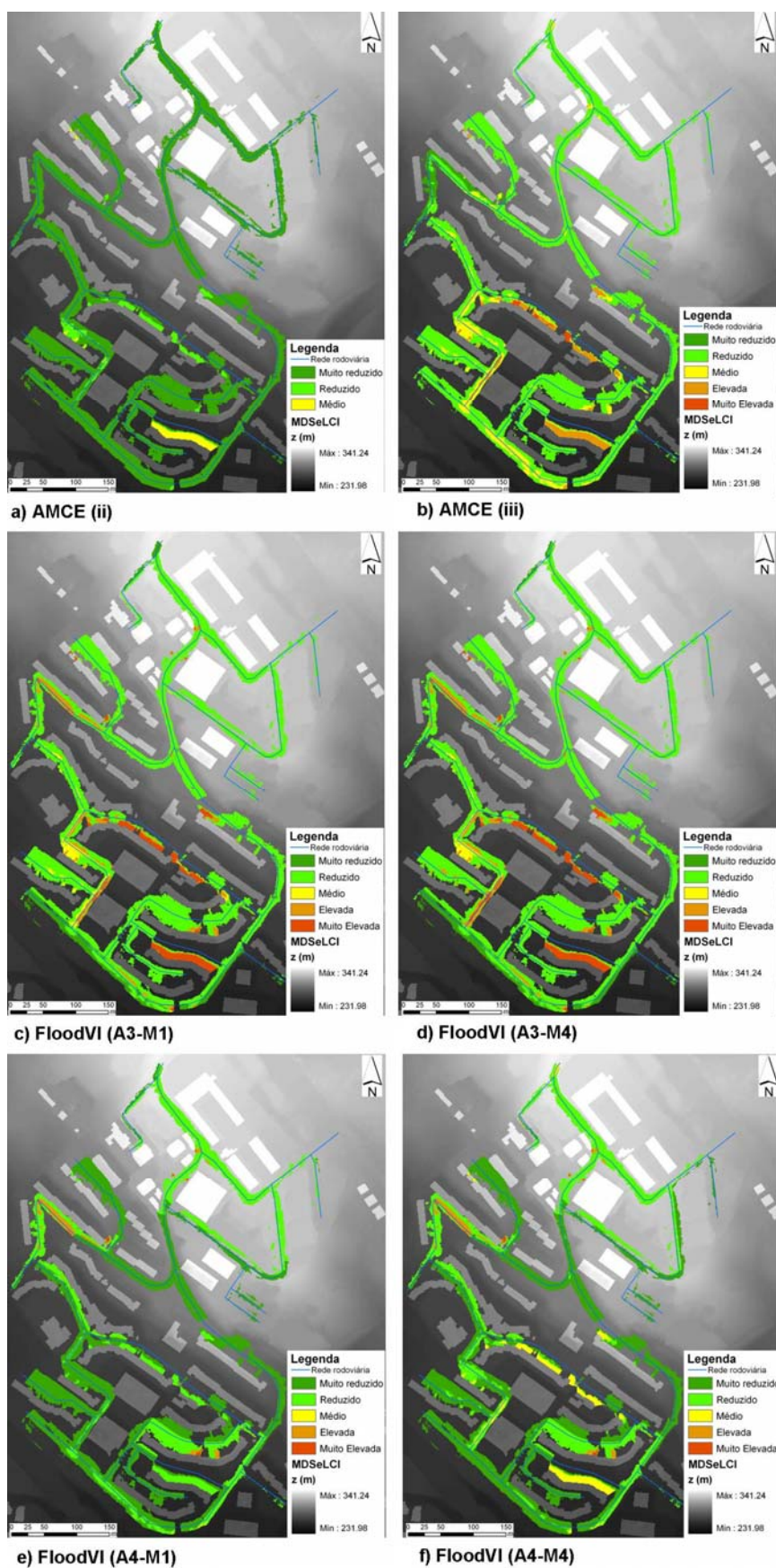


Figura 8.8 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d'Este associado ao período de retorno ( $T=100$ ).

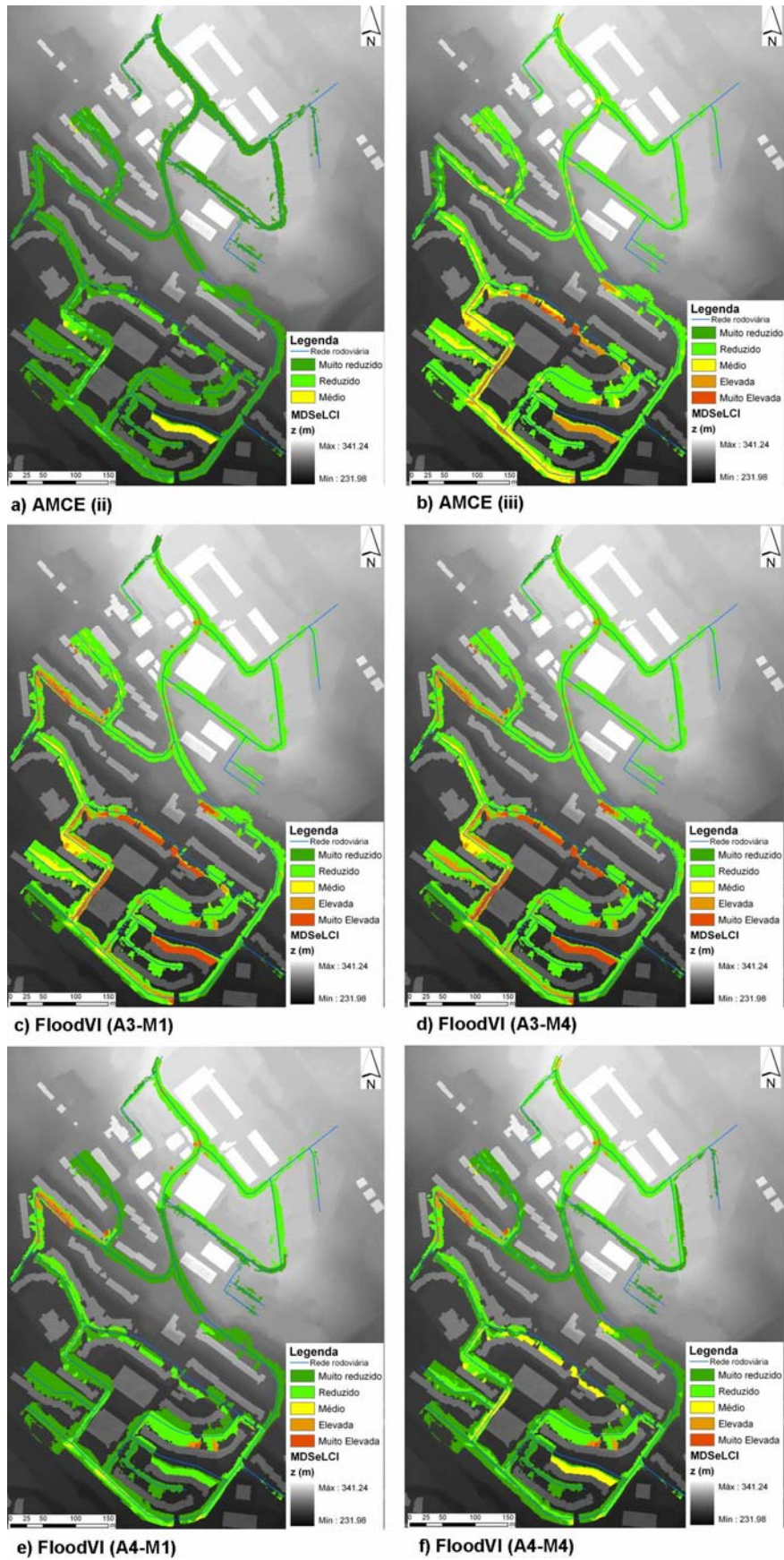


Figura 8.9 - Mapas de risco de inundação na urbanização de Vila d'Este associado ao período de retorno (T=500).



## 9 CONCLUSÕES

### 9.1 Considerações finais

Um objectivo principal deste trabalho consistiu na avaliação do risco de inundação em zona urbana baseado na melhoria da estimativa do perigo de inundação através de contributos inovadores na modelação digital da superfície de escoamento e na avaliação da vulnerabilidade à inundação através do desenvolvimento de um índice de vulnerabilidade e sua representação espacial. No que respeita ao perigo, essas melhorias resultaram da integração de informação geográfica diversa, derivada de diferentes fontes de dados espaciais, com elevada exactidão e resolução na construção do MDSe que é um dado de entrada do modelo hidráulico de inundação. Na avaliação da vulnerabilidade foram adaptados índices sintéticos que representam a hierarquização e a agregação dos vários factores que contribuem para a vulnerabilidade à inundação, de forma a obter informação que possibilite a representação espacial da vulnerabilidade à inundação.

Os principais resultados deste estudo são divididos em três temas distintos:

#### *Avaliação do perigo de inundação*

O MDSe é um dado de entrada que afecta os resultados do modelo hidráulico de inundações. O contributo inovador deste estudo foi avaliar o efeito do MDSe produzido pela integração de dados LiDAR, cartografia a escala grande e imagens multiespectrais de grande resolução, na estimativa do perigo de inundação.

A instalação de duas estações hidrométricas e a monitorização da altura de água no rio Febros permitiu calibrar e validar o modelo LISFLOOD-FP no canal, com um MDSe de elevada resolução e exactidão.

A avaliação da extensão de inundação (F) mostra que a integração de diferentes fontes de dados na construção do MDSe resulta em melhorias de desempenho do modelo LISFLOOD-FP. A integração de dados LiDAR e cartografia a escala grande na construção do MDSeLC apresentou, na calibração e validação, bons resultados de ajustamento (0,71 - 0,77) nas estimativas da extensão de inundação, contudo a integração de dados da vegetação provenientes das imagens aéreas de multiespectrais (MDSeLCI) contribuiu com um acréscimo de desempenho do modelo (0,73 - 0,79). A avaliação dos hidrogramas calculados e medidos, através do NSE, mostram que o MDSeLCI apresentou uma probabilidade elevada, superior a 96%, de ajustamento (NSE) aceitável nas duas estações hidrométricas.

A modelação hidráulica de inundações (LISFLOOD-FP) é sensível à resolução espacial do MDSe. A diminuição da resolução espacial de 1 m para 2 m e para 4 m causa a sobrestimação da extensão de inundação, respectivamente, em 13% e 20% e uma diminuição do tempo computacional, respectivamente, em 3,8 vezes e 15,7 vezes. Relativamente à extensão de inundação com uma resolução espacial de 1 m, verificou-se um ajustamento espacial (F) de 0,87 e 0,78 nas estimativas, respectivamente, com uma resolução de 2 m e de 4 m.

Na comparação dos resultados do perigo de inundação das simulações do modelo LISFLOOD-FP, com a aplicação do MDSeLCI e MDSeC, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos e 500 anos, foi verificado que a representação da superfície do terreno afecta a estimativa do perigo de inundação. Assim, deve ser considerada a optimização do desempenho do modelo hidráulico com base na integração de informação geográfica diversa na elaboração da cartografia de perigo de inundação.

#### *Avaliação da vulnerabilidade à inundação*

Numa análise inter-freguesias, dos resultados globais da AMCE, foram identificadas as freguesias de Mafamude, Oliveira do Douro, Vila Nova de Gaia, Avintes como sendo aquelas que apresentam maior vulnerabilidade à inundação no município.

Os resultados do índice FloodVI, no município de Vila Nova de Gaia, mostram que o método de agregação e a escala de análise tem influência nos resultados da vulnerabilidade à inundação. O método de agregação da soma ponderada dos *scores* factoriais apresentou os resultados mais pessimistas de vulnerabilidade à inundação (muito elevada e elevada) no município de Vila Nova de Gaia. A alteração da escala de análise, de um município para quatro municípios, provocou um aumento da vulnerabilidade à inundação em todos os métodos de agregação.

No estudo de caso do rio Febros, o cenário mais pessimista de vulnerabilidade à inundação é representado pelo AMCE (risco máximo sem *trade-off*). Na urbanização Vila D'Este, este mesmo cenário é representado pelo método de agregação da soma ponderada dos *scores* factoriais, considerada a escala de análise dos quatro municípios.

A representação da distribuição espacial da vulnerabilidade, à escala local, é importante porque são necessários dados espaciais de elevada resolução espacial para realizar a avaliação do risco de inundação em zonas urbanas.

A representação da distribuição espacial do índice de vulnerabilidade à inundação é uma ferramenta importante porque resume e integra as várias dimensões do problema, e fornece métricas quantitativas que permitem comparar lugares e acompanhar as alterações da vulnerabilidade.

#### *Avaliação do risco de inundação*

Na produção dos mapas de risco de inundação foram utilizados os mapas de perigo de inundação resultantes da utilização do MDSeLCI, para os períodos de retorno de 5 anos, 50 anos, 100 anos, e 500 anos.

No estudo de caso do rio Febros, na simulação do modelo LISFLOOD-FP calibrado, para uma inundação associada ao período de retorno de 100 anos, foram identificadas como potenciais consequências a afectação de 129 habitantes e de 69 edifícios. Na simulação do modelo LISFLOOD-FP não calibrado, para o mesmo período de retorno, foram considerados como potencialmente afectados 1396 habitantes e 84 edifícios, na urbanização de Vila d'Este.

As seguradoras são um dos principais interessados na avaliação do risco de inundação, porque esta informação permitiria ponderar a classificação deste risco de uma maneira diferente nas apólices de seguro multi-riscos habitação.

## 9.2 Limitações dos resultados

Os resultados deste estudo são afectados pelos seguintes factores / procedimentos:

1. Falta de calibração do coeficiente de resistência na zona inundável na aplicação do modelo LISFLOOD-FP, por impossibilidade de monitorização temporal da altura de água;
2. Falta de registos de altura de água para calibração do modelo LISFLOOD-FP no estudo de caso da urbanização Vila D'Este;
3. Aplicação de um modelo hidrológico (HEC-HMS) não calibrado para o cálculo do hidrograma de cheia na secção a montante do troço do rio Febros;
4. Não validação do modelo de vulnerabilidade devido à ausência de um levantamento de informação no campo pós-evento de inundação.

## 9.3 Trabalhos futuros

Ao longo do estudo surgiram propostas para novas abordagens que podem acrescentar conhecimento neste domínio. Existem vários trabalhos que deverão ser implementados em estudos futuros:

1. Investigação sobre utilização de imagens aéreas de alta resolução e dados LiDAR de zonas inundáveis adquiridos por *drones*, para validação da delimitação da zona inundada, e para a produção de um MDSe;
2. Monitorização da altura de água na zona inundável para calibrar o coeficiente de resistência na construção do modelo hidráulico de inundação;
3. Paralelização do processamento numérico do modelo hidráulico de inundação LISFLOOD-FP para reduzir o tempo de computação das simulações com um número de células mais elevado (0,5 m);
4. Realização de trabalho de campo pós-evento de inundação para recolha de informação que possibilite validar o modelo de vulnerabilidade à inundação.





## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, M.B., Minns, A.W., 1998. Computational Hydraulics: Elements of the Theory of Free Surface Flows. Gower Technical, London, U.K.
- Abdullah, A.F., Rahman, A.A., Vojinovic, Z., 2009. LiDAR Filtering Algorithms for Urban Flood Application: Review On Current Algorithms and Filters Test. In: Bretar, F., Pierrot-Deseilligny, M., Vosselman, G. (Eds.), Laser scanning 2009, IAPRS, Paris, France.
- Acrement, G.J., Schneider, V.R., 1984. Guide for selecting Manning's roughness coefficients for natural channels and floodplains. FHWA-TS-84-204, Federal Highways Administration US Washington.
- Aguilar, F.J., Agüera, F., Agullar, M.A., Carvajal, F., 2005. Effects of terrain morphology, sampling density, and interpolation methods on grid DEM accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 71 (7): 805-816
- Aguilar, F.J., Mills, J.P., 2008. Accuracy assessment of LiDAR-derived digital elevation models *Photogrammetric Record*, 23 (122): 148-169.
- Aguilar, F.J., Mills, J.P., Delgado, J., Aguilar, M.A., Negreiros, J.G., Pérez, J.L., 2010. Modelling vertical error in LiDAR-derived digital elevation models. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1): 103-110.
- Akkala, A., Devabhaktuni, V., Kumar, A., 2010. Interpolation techniques and associated software for environmental data. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 29(2): 134-141.
- Albani, M., Klinkenberg, B., Andison, D.W., Kimmins, J.P., 2004. The choice of window size in approximating topographic surfaces from Digital Elevation Models. *International Journal of Geographical Information Science*, 18(6): 577-593.
- Alexander, D., 2000. *Confronting Catastrophe*. Oxford University Press, New York.
- Anderson, E.S., Thompson, J.A., Crouse, D.A., Austin, R.E., 2006. Horizontal resolution and data density effects on remotely sensed LIDAR-based DEM. *Geoderma*, 132(3-4): 406-415.
- Armas, I., Gavris, A., 2013. Social vulnerability assessment using spatial multi-criteria analysis (SEVI model) and the Social Vulnerability Index (SoVI model) – a case study for Bucharest, Romania. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 13(6): 1481-1499.
- Aronica, G., Bates, P.D., Horritt, M.S., 2002. Assessing the uncertainty in distributed model predictions using observed binary pattern information within GLUE. *Hydrological Processes*, 16(10): 2001-2016.
- Axelsson, P., 2000. DEM Generation from Laser Scanner Data Using Adaptive TIN Models. *International Archives of the Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIII: 110-117.
- Bales, J.D., Wagner, C.R., 2009. Sources of uncertainty in flood inundation maps. *Journal of Flood Risk Management*, 2(2): 139-147.
- Balica, S., Wright, N.G., 2010. Reducing the complexity of the flood vulnerability index. *Environmental Hazards*, 9(4): 321-339.
- Balica, S.F., 2012. Applying the Flood Vulnerability Index as a Knowledge base for flood risk assessment, Delft University of Technology and Academic Board of the UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, 152 pp.
- Balica, S.F., Wright, N.G., Meulen, F., 2012. A flood vulnerability index for coastal cities and its use in assessing climate change impacts. *Natural Hazards*, 64(1): 73-105.
- Baltsavias, E.P., 1999. A comparison between photogrammetry and laser scanning. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 54: 83-94.
- Barber, C.P., Shortridge, A., 2005. Lidar Elevation Data for Surface Hydrologic Modeling: Resolution and Representation Issues. *Cartography and Geographic Information Science*, 32(4): 401-410.

- 
- Bates, P., Dawson, R., Hall, J., Horritt, M., Nicholls, R., Wicks, J., Mohamed, 2005a. Simplified two-dimensional numerical modelling of coastal flooding and example applications. *Coastal Engineering*, 52(9): 793-810.
- Bates, P., Horritt, M., Wilson, M., Hunter, N., 2005b. LISFLOOD-FP User manual and technical note. University of Bristol, Bristol.
- Bates, P.D., 2004. Remote sensing and flood inundation modelling. *Hydrological Processes*, 18: 2593-2597.
- Bates, P.D., Anderson, M.G., Baird, L., Walling, D.E., Simm, D., 1992. Modelling floodplain flow with a two dimensional finite element scheme. *Earth Surface Processes and Landforms*, 17: 575-588.
- Bates, P.D., Horritt, M.S., 2005. Modelling Wetting and Drying Processes in Hydraulic Models. In: Paul D. Bates, S.N.L.R.I.F. (Ed.), *Computational Fluid Dynamics*, pp. 121-146.
- Bates, P.D., Horritt, M.S., Fewtrell, T.J., 2010. A simple inertial formulation of the shallow water equations for efficient two-dimensional flood inundation modelling. *Journal of Hydrology*, 387(1-2): 33-45.
- Bates, P.D., Marks, K.J., Horritt, M.S., 2003. Optimal use of high-resolution topographic data in flood inundation models. *Hydrological Processes*, 17(3): 537-557.
- Bates, P.D., Roo, A.P.J.D., 2000. A simple raster-based model for flood inundation simulation. *Journal of Hydrology* 236: 54–77.
- Bates, P.D., Stewart, M.D., Siggers, G.B., Smith, C.N., Hervouet, J.-M., Sellin, R.H.J., 1998. Internal and external validation of a two-dimensional finite element code for river flood simulations. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Water, maritime and energy*. Telford, London, pp. 127–141.
- Bates, P.D., Wilson, M.D., Horritt, M.S., Mason, D.C., Holden, N., Currie, A., 2006. Reach scale floodplain inundation dynamics observed using airborne synthetic aperture radar imagery: Data analysis and modelling. *Journal of Hydrology*, 328(1-2): 306-318.
- Bechteler, W., Hartmann, S., Otto, A., 1994. Coupling of 2D and 1D models and integration into geographic information systems (GIS). In: White, W., Watts, J. (Eds.), *2nd International Conference on River Flood Hydraulics*. John Wiley & Sons Ltd, York, England.
- Bedient, P., Huber, W., 1988. *Hydrology and Floodplain Analysis*. Addison-Wesley Publishing Company.
- Beven, K., 1989. Changing ideas in hydrology -The case of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105(1-2): 157-172.
- Beven, K., 2001. How far can we go in distributed hydrological modelling? *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5(1): 1-12.
- Beven, K., 2006. A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, 320(1-2): 18-36.
- Beven, K.J., 2000. Uniqueness of place and process representations in hydrological modelling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 4(2): 203-213.
- Birkmann, J., 2006. Measuring vulnerability to promote disaster-resilient societies: Conceptual frameworks and definitions. In: Birkmann, J. (Ed.), *Measuring Vulnerability to Natural Hazards: Towards Disaster Resilient Societies*. United Nations University Press, Tokyo, pp. 9-54.
- Blaikie, P., Cannon, T., Davies, I., Wisner, B., 1994. *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disaster*. Routledge, London, UK.
- Borden, K.A., Schmidlein, M.C., Emrich, C.T., Piegorsch, W.W., Cutter, S.L., 2007. Vulnerability of U.S. Cities to Environmental Hazards. *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, 4(2): 1547-7355.
- Boruff, B.J., Cutter, S.L., 2007. The environmental vulnerability of Caribbean Island Nations. *Geographical Review*, 97(1): 24-45.

- Brandão, C., Rodrigues, R., Costa, J.P., 2001. Análise de fenómenos extremos. Precipitações intensas em Portugal Continental, Direcção dos Serviços de Recursos Hídricos, Instituto da Água, Lisboa.
- Briese, C., 2010. Airborne and Terrestrial Laser Scanning. Extraction of Digital Terrain Models. Whittles Publishing.
- Brivio, P.A., Colombo, R., Maggi, M., Tomasoni, R., 2002. Integration of remote sensing data and GIS for accurate mapping of flooded areas. *International Journal of Remote Sensing*, 23(3): 429-441.
- Burg, S., Thorenz, F., Blum, H., 2008. Coastal flood inundation modelling for North Sea lowlands, *Flood Risk Management: Research and Practice*. CRC Press, pp. 1367-1376.
- Burrough, P.A., McDonnell, R.A., 1998. *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press.
- Burton, C., Cutter, S., 2008. Levee Failures and Social Vulnerability in the Sacramento-San Joaquin Delta Area, California. *Natural Hazards Review*, 9(3): 136-149.
- BWW, BRP, BUWAL, 1997. Berücksichtigung der Hochwassergefahren bei raumwirksamen Tätigkeiten, Empfehlung Naturgefahren /Considering flooding hazards in space-relevant activities: Recommendation on natural hazards, Federal Office for Water Management (FOWM), Federal Office for Spatial Planning (FOSP), Swiss Agency for the Environmental, Forest, and the Landscape (SAEFL).
- Cançado, C., Brasil, L., Nascimento, N., Guerra, A., 2008. Flood risk assessment in an urban área: Measuring hazard and vulnerability, 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Cardona, O.D., 2005. Indicators of disaster risk and risk management: Summary Report Inter-American Development Bank., Washington, D.C.
- Cardona, O.D., M.K. van Aalst, J. Birkmann, M. Fordham, G. McGregor, R. Perez, R.S. Pulwarty, E.L.F. Schipper, and B.T. Sinh., 2012. Determinants of risk: exposure and vulnerability. In: Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (Ed.), *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, pp. 65-108.
- Casas, A., Benito, G., Thorndycraft, V.R., Rico, M., 2006. The topographic data source of digital terrain models as a key element in the accuracy of hydraulic flood modelling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31: 444-456
- Chakraborty, J., Tobin, G., Montz, B., 2005. Population Evacuation: Assessing Spatial Variability in Geophysical Risk and Social Vulnerability to Natural Hazards. *Natural Hazards Review*, 6(1): 23-33.
- Chalfen, M., Niemiec, A., 1986. Analytical and numerical solution of Saint-Venant equations. *Journal of Hydrology*, 86(1-2): 1-13.
- Chatterjee, C., Förster, S., Bronstert, A., 2008. Comparison of hydrodynamic models of different complexities to model floods with emergency storage areas. *Hydrological Processes*, 22(24): 4695-4709.
- Chaubey, I., Cotter, A.S., Costello, T.A., Soerens, T.S., 2005. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. *Hydrological Processes*, 19(3): 621-628.
- Chen, Q., Gong, P., Baldocchi, D.D., Xie, G., 2007. Filtering airborne laser scanning data with morphological methods. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 73(2): 175-185.
- Chow, V., Maidment, D., Mays, L., 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill Inc.
- Chow, V.T., 1988. *Open-Channel Hydraulics*. McGraw-Hill Inc.

- 
- Cobby, D.M., Mason, D.C., Davenport, I.J., 2001. Image processing of airborne scanning laser altimetry data for improved river flood modelling  
ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing 56 121- 138.
- Cobby, D.M., Mason, D.C., Horritt, M.S., Bates, P.D., 2003. Two-dimensional hydraulic flood modelling using a finite-element mesh decomposed according to vegetation and topographic features derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes*, 17(10): 1979-2000.
- Cook, A., Merwade, V., 2009. Effect of topographic data, geometric configuration and modeling approach on flood inundation mapping. *Journal of Hydrology*, 377(1-2): 131-142.
- Costa, A.C., Soares, A., 2009. Trends in extreme precipitation indices derived from a daily rainfall database for the South of Portugal. *International Journal of Climatology*, 29(13): 1956-1975.
- Cunge, J., Holly, F., Verwey, A., 1980. *Practical Aspects of Computational River Hydraulics*. Pitman Advanced Publishing Program, 420 pp.
- Cunge, J.A., 1969. On the subject of a flood propagation computational method (Muskingum method). *Journal of Hydraulic Research*, 7(2): 205-230.
- Cunge, J.A., 2003. Of data and models. *Journal of Hydroinformatics*, 05.2: 75-98.
- Cutter, S.L., Boruff, B.J., Shirley, W.L., 2003. Social Vulnerability to Environmental Hazards. *Social Science Quarterly*, 84(2): 242-261.
- Cutter, S.L., Emrich, C.T., Morath, D.P., Dunning, C.M., 2013. Integrating social vulnerability into federal flood risk management planning. *Journal of Flood Risk Management*: n/a-n/a.
- Cutter, S.L., Emrich, C.T., Webb, J.J., Morath, D., 2009. *Social Vulnerability to Climate Variability Hazards: A Review of the Literature, Hazards and Vulnerability Research Institute, Department of Geography - University of South Carolina, Columbia*.
- Cutter, S.L., Finch, C., 2008. Temporal and spatial changes in social vulnerability to natural hazards. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(7): 2301-2306.
- Cutter, S.L., Mitchell, J.T., Scott, M.S., 2000. Revealing the vulnerability of people and places: A case study of Georgetown County, South Carolina. 90(4): 713-737.
- Dall'Osso, F., Dominey-Howes, D., 2009. A method for assessing the vulnerability of buildings to catastrophic (tsunami) marine flooding. Report prepared for the Sydney Coastal Councils Group Inc, Sydney (Australia): University of New South Wales.
- Davis, B., 1987. Uses and abuses of cross-validation in geostatistics. *Math Geol*, 19(3): 241-248.
- de Almeida, G.A.M., Bates, P., 2013. Applicability of the local inertial approximation of the shallow water equations to flood modeling. *Water Resources Research*, 49(8): 4833-4844.
- De Moel, H., Aerts, J., 2011. Effect of uncertainty in land use, damage models and inundation depth on flood damage estimates. *Natural Hazards*, 58(1): 407-425.
- De Roo, A., Odijk, M., Schmuck, G., Price, D., Somma, F., Van Der Knijff, J., Stam, M., Bates, P., 2000a. Using the LISFLOOD model to simulate floods in the Oder and the Meuse catchment. In: Bronstert, A., Bismuth, C., Menzel, L. (Eds.), *Conference on Advances in Flood Research*, Potsdam, Germany.
- De Roo, A., Van Der Knijff, J., Schmuck, G., Bates, P., 2000b. A simple floodplain inundation model to assist in floodplain management. In: Maione, U., Lehto, B., Monti, R., Balkema, A. (Eds.), *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments*, Balkema, Rotterdam.
- De Roo, A., Wesseling, C., Van Deursen, W., 2000c. Physically-based river basin modelling within a GIS: The LISFLOOD model. *Hydrological Processes*, 14: 1981-1992.

- Declercq, F.A.N., 1996. Interpolation Methods for Scattered Sample Data: Accuracy, Spatial Patterns, Processing Time. *Cartography and Geographic Information Systems*, 23(3): 128-144.
- DeMers, M.N., 2001. *GIS Modeling in Raster*. Wiley, Chichester.
- Deng, Y., Wilson, J.P., Bauer, B.O., 2007. DEM resolution dependencies of terrain attributes across a landscape. *International Journal of Geographical Information Science*, 21(2): 187-213.
- Desmet, P.J.J., 1997. Effects of Interpolation Errors on the Analysis of DEMs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22(6): 563-580.
- DGT, 2013. *Cartografia e Ortofotocartografia à Escala 1:2 000 - Normas técnicas de produção e reprodução*, Lisboa.
- Di Baldassarre, G., Montanari, A., 2009. Uncertainty in river discharge observations: a quantitative analysis. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13(6): 913-921.
- Di Baldassarre, G., Schumann, G., Bates, P.D., 2009. A technique for the calibration of hydraulic models using uncertain satellite observations of flood extent. *Journal of Hydrology*, 367(3-4): 276-282.
- Díez-Herrero, A., Laín-Huerta, L., Llorente-Isidro, M., 2008. *Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones. Guía metodológica para su elaboración*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, Spain.
- Dottori, F., Todini, E., 2012. Testing a simple 2D hydraulic model in an urban flood experiment. *Hydrological Processes*: n/a-n/a.
- Dutta, D., Herath, S., Musiak, K., 2000. Flood inundation simulation in a river basin using a physically based distributed hydrologic model. *Hydrological Processes*, 14(3): 497-519.
- Eastman, J.R., 2009. *IDRISI Taiga: Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester.
- El-Sheimy, N., Valeo, C., Habib, A., 2005. *Digital terrain modeling: acquisition, manipulation, and application*. Artech House, Boston and London, 270 pp.
- EM-DAT, 2013. The OFDA/CRED International Disaster Database, [www.emdat.be](http://www.emdat.be). Université Catholique de Louvain, Brussels (Belgium).
- Emori, S., Brown, S.J., 2005. Dynamic and thermodynamic changes in mean and extreme precipitation under changed climate. *Geophysical Research Letters*, 32(17): L17706.
- Erdogan, S., 2009. A comparison of interpolation methods for producing digital elevation models at the field scale. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(3): 366-376.
- ESRI, 2012. ArcGIS Help 10.1. <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#>.
- Estrela, T., Quintas, L., 1994. Use of a GIS in the modelling of flows on floodplains. In: White, W., Watts, J. (Eds.), *2nd International Conference on River Flood Hydraulics*. John Wiley & Sons Ltd, York, England.
- Evans, I.S., 2012. Geomorphometry and landform mapping: What is a landform? *Geomorphology*, 137(1): 94-106.
- Fekete, A., 2009. *Assessment of Social Vulnerability for River-Floods in Germany*, United Nations University, Bonn.
- Feldman, A.D., 2000. *Hydrologic Modeling System HEC-HMS: Technical Reference Manual*, US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Washington, USA.
- Felsenstein, D., Lichter, M., 2014. Social and economic vulnerability of coastal communities to sea-level rise and extreme flooding. *Natural Hazards*, 71(1): 463-491.
- FEMA, 2007. *LiDAR Specifications for Flood Hazard Mapping, Appendix 4B: Airborne Light Detection and Ranging Systems*

- 
- Feng, Y.T., Peric, D., 2003. A spatially adaptive linear space-time finite element solution procedure for incompressible flows with moving domains. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 43(9): 1099-1106.
- Fernandez, P., Mourato, S., Moreira, M., 2013. Comparação dos modelos HEC-RAS e LISFLOOD-FP na delimitação de zonas inundáveis. *Recursos Hídricos* 34 (01): 63-73.
- Fewtrell, T.J., Bates, P.D., Horritt, M., Hunter, N.M., 2008. Evaluating the effect of scale in flood inundation modelling in urban environments. *Hydrological Processes*, 22(26): 5107-5118
- Fewtrell, T.J., Duncan, A., Sampson, C.C., Neal, J.C., Bates, P.D., 2011a. Benchmarking urban flood models of varying complexity and scale using high resolution terrestrial LiDAR data. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(7-8): 281-291.
- Fewtrell, T.J., Neal, J.C., Bates, P.D., Harrison, P.J., 2011b. Geometric and structural river channel complexity and the prediction of urban inundation. *Hydrological Processes*, 25(20): 3173-3186.
- Finch, C., Emrich, C., Cutter, S., 2010. Disaster disparities and differential recovery in New Orleans. *Popul Environ*, 31(4): 179-202.
- Flood Consortium, 2009. FLOODsite - Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies, <http://www.floodsite.net/>, 02 Março 2014.
- Florinsky, I.V., 1998. Accuracy of local topographic variables derived from digital elevation models. *International Journal of Geographical Information Science*, 12(1): 47-62.
- Florinsky, I.V., 2002. Errors of signal processing in digital terrain modelling. *International Journal of Geographical Information Science*, 16(5): 475-501.
- Gao, J., 1997. Resolution and accuracy of terrain representation by grid DEMs at a micro-scale. *International Journal of Geographical Information Science*, 11- N<sup>o</sup>2: 199-212.
- Gee, D.M., Anderson, M.G., Baird, L., 1990. Large-scale floodplain modelling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15(6): 513-523.
- Gonçalves, G., 2006. Analysis of interpolation errors in urban digital surface models created from Lidar data. In: Caetano, M., Painho, M. (Eds.), 7<sup>th</sup> International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences.
- Gonçalves, G., Gomes Pereira, L., 2010. Assessment of the performance of eight filtering algorithms by using full waveform LiDAR data of unmanaged eucalypt forest, The 10<sup>th</sup> International Conference on LiDAR Applications for Assessing Forest Ecosystems 2010, Germany, pp. 187-196.
- Gouldby, B., Samuels, P., 2005. Language of Risk, Project Definitions. HR Wallingford, EU-FLOODsite-Project Report T32-04-0, Oxfordshire (United Kingdom).
- Greene, R., Devillers, R., Luther, J.E., Eddy, B.G., 2011. GIS-Based Multiple-Criteria Decision Analysis. *Geography Compass*, 5(6): 412-432.
- Groisman, P.Y., Knight, R.W., Easterling, D.R., Karl, T.R., Hegerl, G.C., Razuvaev, V.N., 2005. Trends in Intense Precipitation in the Climate Record. *Journal of Climate*, 18(9): 1326-1350.
- Guo, Q., Li, W., Yu, H., Alvarez, O., 2010. Effects of topographic variability and lidar sampling density on several DEM interpolation methods. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 76 (6): 701-712.
- Habib, A., Ghanma, M., Morgan, M.F., Mitshita, E., 2004. Integration of Laser and Photogrammetric Data for Calibration Purposes, XXth ISPRS Congress - Geo-Imagery Bridging Continents. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Istanbul, Turkey.
- Haider, S., Paquier, A., Morel, R., Champagne, J.Y., 2003. Urban flood modelling using computational fluid dynamics, Institution of Civil Engineers-Water and Maritime Engineering, pp. 129-135.

- Haile, A.T., Rientjes, T.H.M., 2005. Effects of LIDAR DEM resolution in flood modelling: a model sensitivity study for the city of Tegucigalpa, Honduras, ISPRS WG III/3, III/4, V/3 Workshop "Laser scanning 2005", Enschede, Netherlands.
- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, R.E., 2009. *Multivariate Data Analysis: A Global Perspective*. Pearson Education, London.
- Hengl, T., 2006. Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences*, 32(9): 1283-1298.
- Hengl, T., Gruber, S., Shrestha, D.P., 2004. Reduction of errors in digital terrain parameters used in soil-landscape modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5(2): 97-112.
- Hengl, T., Reuter, H.I., 2008. *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*, 33. Elsevier, Amsterdam, 772 pp.
- Hervouet, J.-M., 2007. Resolution of the Saint-Venant Equations, *Hydrodynamics of Free Surface Flows*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 83-131.
- Hewitt, K., 1997. *Regions of Risk: a geographical introduction to disasters*. Themes in Resource Management Addison Wesley Longman, Essex, England., 416 pp.
- Hodgson, M.E., Jensen, J., Raber, G., Tullis, J., Davis, B.A., Thompson, G., Schuckman, K., 2005. An evaluation of lidar-derived elevation and terrain slope in leaf-off conditions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*: 817-823.
- Höhle, J., Höhle, M., 2009. Accuracy assessment of Digital Elevation Models by means of robust statistical methods. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing of Environment*, 64 (4): 398-406.
- Holand, I.S., Lujala, P., 2013. Replicating and Adapting an Index of Social Vulnerability to a New Context: A Comparison Study for Norway. *The Professional Geographer*, 65(2): 312-328.
- Horritt, M.S., 2005. Parameterisation, Validation and Uncertainty Analysis of CFD Models of Fluvial and Flood Hydraulics in the Natural Environment. In: Paul D. Bates, S.N.L.R.I.F. (Ed.), *Computational Fluid Dynamics*, pp. 193-213.
- Horritt, M.S., Bates, P.D., 2001a. Effects of spatial resolution on a raster based model of flood flow *Journal of Hydrology*, 253(1-4): 239-249
- Horritt, M.S., Bates, P.D., 2001b. Predicting floodplain inundation: raster-based modelling versus the finite-element approach. *Hydrological Processes*, 15(5): 825-842.
- Horritt, M.S., Bates, P.D., 2002. Evaluation of 1D and 2D numerical models for predicting river flood inundation. *Journal of Hydrology* 268: 87-99.
- Horritt, M.S., Di Baldassarre, G., Bates, P.D., Brath, A., 2007. Comparing the performance of a 2-D finite element and a 2-D finite volume model of floodplain inundation using airborne SAR imagery. *Hydrological Processes*, 21(20): 2745-2759.
- Horritt, M.S., Mason, D.C., Luckman, A.J., 2001. Flood boundary delineation from Synthetic Aperture Radar imagery using a statistical active contour model. *International Journal of Remote Sensing*, 22(13): 2489 - 2507.
- Hossain, F., Anagnostou, E.N., Dinku, T., Borga, M., 2004. Hydrological model sensitivity to parameter and radar rainfall estimation uncertainty. *Hydrological Processes*, 18(17): 3277-3291.
- HR Wallingford, Flood Hazard Research Centre - Middlesex University, Risk & Policy Analysts Ltd, 2006. *Flood Risks to People Phase 2, FD2321/TR1 The Flood Risks to People Methodology*, London, U.K.
- Hu, Y., 2003. Automated extraction of digital terrain models, roads and buildings using airborne LiDAR data, University of Calgary 222 pp.
- Hunter, N.M., Bates, P.D., Horritt, M.S., De Roo, A.P.J., Werner, M.G.F., 2005a. Utility of different data types for calibrating flood inundation models within a GLUE framework. *Hydrology and Earth System Science*, 9 (4): 412-430.

- 
- Hunter, N.M., Bates, P.D., Horritt, M.S., Wilson, M.D., 2007. Simple spatially-distributed models for predicting flood inundation: A review. *Geomorphology*, 90: 208-225.
- Hunter, N.M., Bates, P.D., Neelz, S., Pender, G., Villanueva, I., Wright, N.G., Liang, D., Falconer, R.A., Lin, B., Waller, S., Crossley, A.J., Mason, D.C., 2008. Benchmarking 2D hydraulic models for urban flooding. *Water Management* 161(WM1): 13-30.
- Hunter, N.M., Horritt, M.S., Bates, P.D., Wilson, M.D., Werner, M.G., 2005b. An adaptive time step solution for raster-based storage cell modelling of floodplain inundation. *Advances in Water Resources*, 28: 975-991.
- Hutcheson, G., Sofroniou, N., 1999. *The multivariate social scientist: Introductory statistics using generalized linear models*. SAGE Publications Ltd.
- Hutchinson, M., Gallant, J., 2000. Digital elevation models and representation of terrain shape. In: Wilson, J., Gallant, J. (Eds.), *Terrain Analysis: Principles and Applications*. John Wiley & Sons Inc, USA, pp. 29-50.
- IMAO, 2015. *Aquisição de dados LiDAR*, Limoges, França.
- ISDR, 2004. *Living with Risk. A global review of disaster reduction initiatives*, United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR), New York and Geneva.
- Jha, A.K., Bloch, R., Lamond, J., 2012. *Cities and Flooding. A Guide to Integrated Urban Flood Risk Management for the 21<sup>st</sup> Century*. The World Bank, Washington DC.
- Jiang, H., Eastman, J.R., 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 14(2): 173-184.
- Jones, B., Andrey, J., 2007. Vulnerability index construction: methodological choices and their influence on identifying vulnerable neighbourhoods. *International Journal of Emergency Management*, 4(2): 269-295.
- Kaiser, H.F., 1958. The Varimax Criterion for Analytic Rotation in Factor Analysis. *Psychometrika*, 23: 187-200.
- Kaiser, H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 141-151.
- Khatibi, R.H., Williams, J.J.R., Wormleaton, P.R., 1997. Identification Problem of Open-Channel Friction Parameters. *Journal of Hydraulic Engineering*, 123(12): 1078-1088.
- Kidner, D.B., Smith, D.H., 2003. Advances in the data compression of digital elevation models. *Computers & Geosciences*, 29(8): 985-1002.
- Kienberger, S., Lang, S., Zeil, P., 2009. Spatial vulnerability units – expert-based spatial modelling of socio-economic vulnerability in the Salzach catchment, Austria. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 9(3): 767-778.
- Knight, D.W., Shiono, K., 1996. River channel and floodplain hydraulics. In: Anderson, M.G., Walling, D.E. and Bates, P.D (Ed.), *Floodplain processes*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 139-182.
- Kouwen, N., Fathi-Moghadam, M., 2000. Friction Factors for Coniferous Trees along Rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 126(10): 732-740.
- Krabill, W.B., Collins, J.G., Link, L.E., Swift, R.N., Butler, M.L., 1984. Airborne laser topographic mapping results. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 50: 685-694.
- Kraus, K., Karel, W., 2006. Quality Parameters of DTMs. In: 51, O.P.N. (Ed.), *Checking and Improving of Digital Terrain Models / Reliability of Direct Georeferencing*. European Spatial Data Research (EuroSDR), pp. 125 -139.
- Kraus, K., Karel, W., Briese, C., Mandlbürger, G., 2006. Local accuracy measures for digital terrain models *Photogrammetric Record* 21 (116): 342-354.
- Kraus, K., Pfeifer, N., 1998. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 53.



- Kuhlicke, C., Scolobig, A., Tapsell, S., Steinführer, A., Marchi, B., 2011. Contextualizing social vulnerability: findings from case studies across Europe. *Natural Hazards*, 58(2): 789-810.
- Lane, S.N., James, T.D., Pritchard, H., Saunders, M., 2003. Photogrammetric and laser altimetric reconstruction of water levels for extreme flood event analysis. *The Photogrammetric Record*, 18: 293-307.
- Lane, S.N., Richards, K., 2001. The validation of hydrodynamic models: some critical perspectives. In: Anderson, M. (Ed.), *Model validation: perspectives in hydrological science*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 413-438.
- Large, A.R.G., Heritage, G.L., 2009. *Laser Scanning – Evolution of the Discipline, Laser Scanning for the Environmental Sciences*. Wiley-Blackwell, pp. 1-20.
- Legates, D.R., McCabe, G.J., 1999. Evaluating the use of “goodness-of-fit” Measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1): 233-241.
- Lein, J.K., Abel, L.E., 2010. Hazard vulnerability assessment: How well does nature follow our rules? *Environmental Hazards*, 9 (2): 147-166.
- Lenderink, G., van Meijgaard, E., 2008. Increase in hourly precipitation extremes beyond expectations from temperature changes. *Nature Geosci*, 1(8): 511-514.
- Levasseur, A., Shi, L., Wells, N.C., Purdie, D.A., Kelly-Gerrey, B.A., 2007. A three-dimensional hydrodynamic model of estuarine circulation with an application to Southampton Water, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3-4): 753-767.
- Liggett, J.A., Cunge, J.A., 1975. Numerical methods of solution of the unsteady flow equations. In: Mahmood, K., Yevjevich, V. (Eds.), *Unsteady Flow in Open Channels*. Water Resources Publications, Fort Collins.
- Lighthill, M.J., Whitham, G.B., 1955. On Kinematic Waves. II. A Theory of Traffic Flow on Long Crowded Roads. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 229(1178): 317-345.
- Liu, W.-C., Hsu, M.-H., Kuo, A.Y., 2007a. Three-dimensional hydrodynamic and salinity transport modelling of Danshuei River estuarine system and adjacent coastal sea, Taiwan. *Hydrological Processes*, 21(22): 3057-3071.
- Liu, X., 2008. Airborne LiDAR for DEM generation: some critical issues *Progress in Physical Geography*, 32(1): 31-49.
- Liu, X., Zhang, Z., Peterson, J., Chandra, S., 2007b. The effect of LiDAR data density on DEM Accuracy, MODSIM07 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand Inc., Christchurch, New Zealand.
- Lloyd, C.D., Atkinson, P.M., 2002. Deriving DSMs from LiDAR data with kriging. *International Journal of Remote Sensing*, 23(12): 2519-2524.
- Lohr, U., 1998. Digital Elevation Models By Laser Scanning. *The Photogrammetric Record*, 16(91): 105-109.
- Lopez, F.J.A., 2002. *Calidad en la Produccion Cartografica*. RA-MA, Madrid.
- Maas, H.-G., 2002. Methods for Measuring Height and Planimetry Discrepancies in Airborne Laserscanner Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing of Environment*, 68, 9: 933-940.
- Maas, H.-G., Vosselman, G., 1999. Two algorithms for extracting building models from raw laser altimetry data
- ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 54: 153-163.
- Malczewski, J., 1999. *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Malczewski, J., 2006a. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7): 703-726.

- 
- Malczewski, J., 2006b. Integrating multicriteria analysis and geographic information systems: the ordered weighted averaging (OWA) approach. *Int. J. Environmental Technology and Management*, 6 (No.1/2): 7-19.
- Malczewski, J., 2006c. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 8(4): 270-277.
- Mandlbürger, G., Briese, C., 2007. Using Airborne Laser Scanning for Improved Hydraulic Models, *International Congress on Modeling and Simulation - MODSIM07*, Christchurch, New Zealand.
- Marks, K., Bates, P., 2000. Integration of high-resolution topographic data with floodplain flow models. *Hydrological Processes*, 14: 2109-2122.
- Marques de Sá, J.P., 2007. *Applied Statistics Using SPSS, STATISTICA, MATLAB and R*. Springer, Berlin, 505 pp.
- Martins, V.N., Silva, D.S., Cabral, P., 2012. Social vulnerability assessment to seismic risk using multicriteria analysis: the case study of Vila Franca do Campo (São Miguel Island, Azores, Portugal). *Natural Hazards*, 62(2): 385-404.
- Mason, D.C., Bates, P.D., Dall' Amico, J.T., 2009. Calibration of uncertain flood inundation models using remotely sensed water levels. *Journal of Hydrology*, 368(1-4): 224-236.
- Mason, D.C., Cobby, D.M., Horritt, M.S., Bates, P.D., 2003. Floodplain friction parameterization in two-dimensional river flood models using vegetation heights derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes*, 17(9): 1711-1732.
- Mason, D.C., Horritt, M.S., Hunter, N.M., Bates, P.D., 2007. Use of fused airborne scanning laser altimetry and digital map data for urban flood modelling. *Hydrological Processes*, 21: 1436-1447.
- Mason, D.C., Speck, R., Devereux, B., Schumann, G.J.P., Neal, J.C., Bates, P.D., 2010. Flood Detection in Urban Areas Using TerraSAR-X. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 48(2): 882-894.
- Masozera, M., Bailey, M., Kerchner, C., 2007. Distribution of impacts of natural disasters across income groups: A case study of New Orleans. *Ecological Economics*, 63(2-3): 299-306.
- Matos, J., 2008. *Fundamentos de Informação Geográfica (5ª Edição Atualizada e Aumentada)*. Lidel, 424 pp.
- McCullagh, M.J., 1988. Terrain and surface modelling systems: theory and practice. *The Photogrammetric Record*, 12(72): 747-779.
- Md Ali, A., Solomatine, D.P., Di Baldassarre, G., 2015. Assessing the impact of different sources of topographic data on 1-D hydraulic modelling of floods. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19(1): 631-643.
- Mechler, R., 2003. *Natural Disaster Risk Management and Financing Disaster Losses in Developing Countries*, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- Meng, X., Currit, N., Zhao, K., 2010. Ground Filtering Algorithms for Airborne LiDAR Data: A Review of Critical Issues. *Remote Sensing*, 2(3): 833-860.
- Meng, X., Wang, L., Silván-Cárdenas, J.L., Currit, N., 2009. A multi-directional ground filtering algorithm for airborne LIDAR. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(1): 117-124.
- Merwade, V., Cook, A., Coonrod, J., 2008. GIS techniques for creating river terrain models for hydrodynamic modeling and flood inundation mapping. *Environmental Modelling & Software*, 23(10-11): 1300-1311.
- Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R., Thielen, A., 2010. Review article "Assessment of economic flood damage". *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 10(8): 1697-1724.
- Merz, B., Thielen, A.H., Gocht, M., 2007. *Flood Risk Mapping At The Local Scale: Concepts and Challenges*

- Flood Risk Management in Europe. In: Begum, S., Stive, M.J.F., Hall, J.W. (Eds.). *Advances in Natural and Technological Hazards Research*. Springer Netherlands, pp. 231-251.
- Messner, F., Penning-Rowsell, E., Green, C., Meyer, V., Tunstall, S., van der Veen, A., 2007. *Evaluating flood damages: guidance and recommendations on principles and methods*, HR Wallingford, UK.
- Mitáš, L., Mitášová, H., 1988. General variational approach to the interpolation problem. *Computers & Mathematics with Applications*, 16(12): 983-992.
- Mongus, D., Žalik, B., 2011. Efficient method for lossless LIDAR data compression. *International Journal of Remote Sensing*, 32(9): 2507-2518.
- Morris, J., Brewin, P., 2013. The impact of seasonal flooding on agriculture: the spring 2012 floods in Somerset, England. *Journal of Flood Risk Management*, 7(2): 128-140.
- Mostert, E., Junier, S.J., 2009. The European flood risk directive: challenges for research. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 6(4): 4961-4988.
- Moussa, R., Bocquillon, C., 1996. Criteria for the choice of flood-routing methods in natural channels. *Journal of Hydrology*, 186(1-4): 1-30.
- Müller, A., Reiter, J., Weiland, U., 2011. Assessment of urban vulnerability towards floods using an indicator-based approach – a case study for Santiago de Chile. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 11(8): 2107-2123.
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., Hoffman, A., Giovannini, E., 2008. *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*. OECD Publishing.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through. Part I. A conceptual models discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282-290.
- Neal, J., Schumann, G., Fewtrell, T., Budimir, M., Bates, P., Mason, D., 2011. Evaluating a new LISFLOOD-FP formulation with data from the summer 2007 floods in Tewkesbury, UK. *Journal of Flood Risk Management*: 88-95.
- Néelz, S., Pender, G., 2006. The influence of errors in Digital Terrain Models on flood flow routes. In: R.Ferreira, E.A., J. Leal and A. Cardoso (Ed.), *River Flow 2006*, Lisbon.
- Nelson, A., Reuter, H.I., Gessler, P., 2009. DEM production methods and sources. In: Hengl, T., Reuter, H.I. (Ed.), *Geomorphometry: Concepts, Software, and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 65-85.
- Nicholas, A.P., McLelland, S.J., 2004. Computational fluid dynamics modelling of three-dimensional processes on natural river floodplains. *Journal of Hydraulic Research*, 42(2): 131-143.
- Nicholas, A.P., Walling, D.E., 1997. Modelling flood hydraulics and overbank deposition on river floodplains. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22(1): 59-77.
- Nicolau, M., 2002. *Modelação e Mapeamento da Distribuição Espacial de Precipitação - Uma Aplicação a Portugal Continental*, Universidade Nova de Lisboa - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa.
- Nyerges, T.L., Jankowski, P., 2010. *Regional and Urban GIS: A Decision Support Approach*. The Guilford Press, New York, USA.
- Overton, I.C., 2005. Modelling floodplain inundation on a regulated river: integrating GIS, remote sensing and hydrological models. *River Research and Applications*, 21(9): 991-1001.
- Pall, P., Allen, M.R., Stone, D.A., 2007. Testing the Clausius–Clapeyron constraint on changes in extreme precipitation under CO<sub>2</sub> warming. *Clim Dyn*, 28(4): 351-363.
- Pappenberger, F., Beven, K., Horritt, M., Blazkova, S., 2005. Uncertainty in the calibration of effective roughness parameters in HEC-RAS using inundation and downstream level observations. *Journal of Hydrology*, 302(1-4): 46-69.

- 
- Pappenberger, F., Matgen, P., Beven, K.J., Henry, J.-B., Pfister, L., Fraipont de, P., 2006. Influence of uncertain boundary conditions and model structure on flood inundation predictions. *Advances in Water Resources*, 29(10): 1430-1449.
- Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2007. Directiva 2007/60/CE - Avaliação e gestão dos riscos de inundações. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- Parodi, U., Ferraris, L., 2004. Influence of Stage Discharge Relationship on the Annual Maximum Discharge Statistics. *Natural Hazards*, 31(3): 603-611.
- Patt, A.G., Schröter, D., Klein, R.L.T., Vega-Leinert, A.C., 2009. *Assessing Vulnerability to Global Environmental Change*. Earthscan Publications, London, UK.
- Pender, G., 2006. Briefing: Introducing the Flood Risk Management Research Consortium. *Proceedings of the ICE - Water Management*, 159(1): 1-6.
- Pfeifer, N., Briese, C., 2007. *Laser Scanning - Principles and Applications*, III International Scientific Conference, Nowosibirsk, pp. 93 -112.
- Ponce, V.M., 1989. *Engineering Hydrology, Principles and Practices*. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Popescu, I., 2014. *Computational Hydraulics. Numerical methods and modelling*. IWA Publishing, London, U.K, 160 pp.
- Priestnall, G., Jaafar, J., Duncan, A., 2000. Extracting urban features from LiDAR digital surface models. *Computers, Environment and Urban Systems*, 24(2): 65-78.
- Quaresma, I., 2008. *Inventariação e análise de eventos Hidro-Geomorfológicos com carácter danoso em Portugal Continental*, Universidade de Lisboa, Lisboa, 100 pp.
- Raber, G.T., Jensen, J.R., Hodgson, M.E., Tullis, J.A., David, B.A., Berglund, J., 2007. Impact of Lidar Nominal Post-spacing on DEM Accuracy and Flood Zone Delineation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73 (7): 793-804.
- Raber, G.T., Jensen, J.R., Schill, S.R., Schuckman, K., 2002. Creation of Digital Terrain Models using an adaptive Lidar vegetation point removal process. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68 (12): 1307-1316.
- Rameshwaran, P., Naden, P.S., 2004. Three-dimensional modelling of free surface variation in a meandering channel. *Journal of Hydraulic Research*, 42(6): 603-615.
- Refsgaard, J.C., 2001. Towards a formal approach to calibration and validation of models using spatial data. In: Grayson, R.B., Blöschl, G. (Eds.), *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modelling*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 329-354.
- Ritter, A., Muñoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480(0): 33-45.
- Romano, M.E., 2004. Innovation in LiDAR processing technology. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70: 1202-1206.
- Romanowicz, R., Beven, K.J., Tawn, J., 1996. *Bayesian calibration of flood inundation models. Floodplain Processes*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Romanowicz, R.J., Beven, K.J., 2003. Estimation of flood inundation probabilities as conditioned on event inundation maps. *Water Resources Research*, 39(3): 1073.
- Rygel, L., O'sullivan, D., Yarnal, B., 2006. A Method for Constructing a Social Vulnerability Index: An Application to Hurricane Storm Surges in a Developed Country. *Mitig Adapt Strat Glob Change*, 11(3): 741-764.
- Saaty, T., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology*, 15(3): 234-281.
- Saaty, T., 1980. *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw-Hill, New York.

- Sailer, R., Rutzinger, M., Rieg, L., Wichmann, V., 2014. Digital elevation models derived from airborne laser scanning point clouds: appropriate spatial resolutions for multi-temporal characterization and quantification of geomorphological processes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(2): 272-284.
- Sampson, C.C., Fewtrell, T.J., Duncan, A., Shaad, K., Horritt, M.S., Bates, P.D., 2012. Use of terrestrial laser scanning data to drive decimetric resolution urban inundation models. *Advances in Water Resources*, 41(0): 1-17.
- Schmidt, A.R., 2002. Analysis of Stage-Discharge Relations for Open-Channel Flows and their Associated Uncertainties. Ph.D. thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign.
- Schmidtlein, M.C., Deutsch, R.C., Piegorsch, W.W., Cutter, S.L., 2008. A sensitivity analysis of the social vulnerability index. *Risk analysis: an official publication of the Society for Risk Analysis*, 28(4): 1099-1114.
- Schmidtlein, M.C., Shafer, J.M., Berry, M., Cutter, S.L., 2011. Modeled earthquake losses and social vulnerability in Charleston, South Carolina. *Applied Geography*, 31(1): 269-281.
- Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A., Pesonen, M., 2001. *The Analytic Hierarchy Process in natural resource and environmental decision making*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Schneiderbauer, S., 2007. *Risk and Vulnerability to Natural Disasters – from Broad View to Focused Perspective*, University Berlin, Berlin (Germany).
- Schneiderbauer, S., Ehrlich, D., 2006. Social Levels and Hazard (In)dependence in Determining Vulnerability. In *Measuring Vulnerability to Natural Hazards: Towards Disaster Resilient Societies*. United Nations University Press, Tokyo, 78-102 pp.
- Schubert, J.E., Sanders, B.F., 2012. Building treatments for urban flood inundation models and implications for predictive skill and modeling efficiency. *Advances in Water Resources*, 41(0): 49-64.
- Schubert, J.E., Sanders, B.F., Smith, M.J., Wright, N.G., 2008. Unstructured mesh generation and landcover-based resistance for hydrodynamic modeling of urban flooding. *Advances in Water Resources*, 31(12): 1603-1621.
- Schumann, G., Di Baldassarre, G., Bates, P.D., 2009. The Utility of Spaceborne Radar to Render Flood Inundation Maps Based on Multialgorithm Ensembles. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 47(8): 2801-2807.
- Schumann, G., Matgen, P., Cutler, M.E.J., Black, A., Hoffmann, L., Pfister, L., 2008. Comparison of remotely sensed water stages from LiDAR, topographic contours and SRTM. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63(3): 283-296.
- Sebald, C., 2010. *Towards an Integrated Flood Vulnerability Index - A Flood Vulnerability Assessment*, University of Twente, Twente.
- Sellin, R.H.J., Bryant, T.B., Loveless, J.H., 2003. An improved method for roughening floodplains on physical river models. *Journal of Hydraulic Research*, 41(1): 3-14.
- Simonovic, S.P., McBean, G., Prodanovic, P., Burn, D.H., Wey, K., Kay, P., Emerson, A., Mortsch, L., Hebb, A., Goldt, R., Helsten, M., Davidge, D., Wood, M., 2007. *Floods: Mapping Vulnerability in the Upper Thames Watershed under a Changing Climate*, University of Western Ontario, University of Waterloo, Environment Canada and Upper Thames River Conservation Authority.
- Simpson, D.M., Katirai, M., 2006. *Indicator Issues and Proposed Framework for a Disaster Preparedness Index (DPI)*, Center for Hazards Research and Policy Development, University of Louisville.
- Singh, V.P., 1996. *Kinematic Wave Modeling in Water Resources, Surface-Water Hydrology*. John Wiley & Sons.
- Sithole, G., Vosselman, G., 2003. Automatic Structure Detection in a Point-Cloud of an Urban Landscape, 2nd Joint Workshop on Remote Sensing and Data Fusion over Urban Areas (URBAN2003), Berlin, Germany.

- 
- Sithole, G., Vosselman, G., 2004. Experimental comparison of filter algorithms for bare-Earth extraction from airborne laser scanning point clouds. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 59(1-2): 85-101
- Smith, K., 2003. *Environmental Hazards: Assessing Risk and Reducing Disaster*. Taylor & Francis, 324 pp.
- Smith, L.C., 2002. Emerging Applications of Interferometric Synthetic Aperture Radar (InSAR) in Geomorphology and Hydrology. *Annals of the Association of American Geographers*, 92(3): 385 - 398.
- Smith, S.L., Holland, D.A., Longley, P.A., 2005. Quantifying Interpolation Errors in Urban Airborne Laser Scanning Models. *Geographical Analysis*, 37(2): 200-224.
- Soil Conservation Service, 1972. Section 4, Hydrology. In: U. S. Dept. of Agriculture (Ed.), *National Engineering Handbook*. U. S. Government Printing Office, Washington, D. C.
- Soininen, A., 2012. *TerraScan User's Guide*. Terrasolid, Helsinki, Finland, 311 pp.
- Stelling, G.S., Verwey, A., 2006. Numerical Flood Simulation, *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Stephan, U., Gutknecht, D., 2002. Hydraulic resistance of submerged flexible vegetation. *Journal of Hydrology*, 269(1-2): 27-43.
- Straatsma, M.W., Baptist, M.J., 2008. Floodplain roughness parameterization using airborne laser scanning and spectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 112(3): 1062-1080.
- Su, J., Bork, E., 2006. Influence of vegetation, slope, and lidar sampling angle on DEM accuracy *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing of Environment*, 72 (11): 1265-1274.
- Syme, W.J., 2008. Flooding in Urban Areas - 2D Modelling Approaches for Buildings and Fences, 9<sup>th</sup> National Conference on Hydraulics in Water Engineering: Hydraulics 2008. Barton, A.C.T. Engineers Australia, Darwin Convention Centre, Australia., pp. 25-32.
- Tapsell, S.M., Penning-Rowsell, E.C., Tunstall, S.M., Wilson, T.L., 2002. Vulnerability to flooding: health and social dimensions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1796): 1511-1525.
- Tate, E., 2012. Uncertainty Analysis for a Social Vulnerability Index. *Annals of the Association of American Geographers*, 103(3): 526-543.
- Tate, E.C., 2011. *Indices of social vulnerability to hazards: model uncertainty and sensitivity*, University of South Carolina.
- Thywissen, K., 2006. *Components of Risk. A Comparative Glossary*, United Nations University - Institute of Environment and Human Security, Bonn, Germany.
- Tobin, G.A., Montz, B.E., 1997. *Natural Hazards : Explanation and Integration*. Guilford Press, 388 pp.
- Tomczak, M., 1998. Spatial Interpolation and its Uncertainty Using Automated Anisotropic Inverse Distance Weighting (IDW) - Cross-Validation/Jackknife Approach *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 2 (2): 18-30.
- Trigg, M.A., Wilson, M.D., Bates, P.D., Horritt, M.S., Alsdorf, D.E., Forsberg, B.R., Vega, M.C., 2009. Amazon flood wave hydraulics. *Journal of Hydrology*, 374(1-2): 92-105.
- Trigo, R.M., Palutikof, J.P., 2001. Precipitation Scenarios over Iberia: A Comparison between Direct GCM Output and Different Downscaling Techniques. *Journal of Climate*, 14(23): 4422-4446.
- UNISDR, 2009. *Terminology on Disaster Risk Reduction*, United Nations, Geneva, Switzerland.
- Van der Sande, C.J., De Jong, S.M., De Roo, A.P.J., 2003. A segmentation and classification approach of IKONOS-2 imagery for land cover mapping to assist flood risk and flood

- damage assessment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4(3): 217-229.
- Véneré, M., Clausse, A., 2002. A Computational Environment for Water Flow along Floodplains. *International Journal of Computational Fluid Dynamics*, 16(4): 327 - 330.
- Verwey, A., 2001. Latest Developments in Floodplain Modelling - 1D/2D Integration. In: Barton, A.C.T. (Ed.), 6<sup>th</sup> Conference on Hydraulics in Civil Engineering: The State of Hydraulics. Institution of Engineers, Australia, pp. 13-24.
- Vicente-Serrano, S.M., Trigo, R.M., xefez-Moreno, J.I., Liberato, M.L.R., Lorenzo-Lacruz, J., Beguer, xed, a, S., Mor, xe, n-Tejeda, E., El Kenawy, A., 2011. Extreme winter precipitation in the Iberian Peninsula in 2010: anomalies, driving mechanisms and future projections. *Climate Research*, 46(1): 51-65.
- Vogel, C., O'Brien, K., 2004. Vulnerability and global environmental change: rhetoric and reality, International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), Ottawa.
- Voogd, H., 1983. *Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning*. Pion, Ltd., London.
- Vosselman, G., Maas, H.-G., 2010. *Airborne and Terrestrial Laser Scanning*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Scotland (UK).
- Wack, R., Wimmer, A., 2002. Digital terrain models from airborne laser scanner data - a grid based approach, ISPRS Commission VII Symposium Thematic Processing. ISPRS, Graz, Austria, pp. 293-296. .
- Werner, M., Lambert, M., 2007. Comparison of modelling approaches used in practical flood extent modelling. *Journal of Hydraulic Research*, 45(2): 202-215.
- Werner, M.G.F., 2001. Impact of grid size in GIS based flood extent mapping using a 1D flow model Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmospher, 26- N° 7: 517-522.
- Werner, M.G.F., Hunter, N.M., Bates, P.D., 2005. Identifiability of distributed floodplain roughness values in flood extent estimation. *Journal of Hydrology*, 314(1-4): 139-157.
- Westen, C.V., Kingma, N., 2009. Session 5: Vulnerability assessment. In: Westen, C.v. (Ed.), *Multi-hazard risk assessment. Guide book*. United Nations University - ITC School on Disaster Geoinformation Management
- Whitlow, T.H., Harris, R.W., 1979. *Flood Tolerance in Plants: A State-of-the-Art Review*. Tech. Report E-92, U.S.Army Engineer Waterways, Vicksburg, Mississippi.
- Willmott, C.J., 1981. On the validation of models. *Physical Geography*, 2: 184-194
- Wilson, C.A.M.E., Horritt, M.S., 2002. Measuring the flow resistance of submerged grass. *Hydrological Processes*, 16(13): 2589-2598.
- Wilson, J.P., 2012. Digital terrain modeling. *Geomorphology*, 137(1): 107-121.
- Wilson, M.D., 2004. *Evaluating the effect of data and data uncertainty on predictions of flood inundation*, University of Southampton, Southampton, 252 pp.
- Wilson, M.D., Atkinson, P.M., 2003. Prediction uncertainty in elevation and its effect on flood inundation modelling, *Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on GeoComputation*, University of Southampton, United Kingdom.
- Wilson, M.D., Atkinson, P.M., 2007. The use of remotely sensed land cover to derive floodplain friction coefficients for flood inundation modelling. *Hydrological Processes*, 21(26): 3576-3586.
- Wisner, B., Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., 2004. *At Risk - Natural hazards, people's vulnerability and disasters*. Routledge, London.
- Wolf , P.R., Dewitt, B.A., 2000. *Elements of photogrammetry with applications in GIS*. McGraw-Hill.

- 
- Woodhead, S., Asselman, N., Zech, Y., Soares-Frazão, S., Bates, P. & Kortenhaus, A., 2007. Evaluation of Inundation Models: Limits and Capabilities of Models, FLOODsite Project Report.
- World Bank, 2006. Natural Disaster Hotspots Case Studies. The International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank, Washington DC.
- Yager, R.R., 1988. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decisionmaking. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on*, 18(1): 183-190.
- Yu, D., Lane, S.N., 2006. Urban fluvial flood modelling using a two-dimensional diffusion-wave treatment, part 1: mesh resolution effects. *Hydrological Processes*, 20: 1541-1565.
- Zêzere, J.L., 2007. Riscos e Ordenamento do Território. *Inforgeo*, 20-21: 59-63.
- Zêzere, J.L., Pereira, S., Tavares, A.O., Bateira, C., Trigo, R.M., Quaresma, I., Santos, P.P., Santos, M., Verde, J., 2014. DISASTER: a GIS database on hydro-geomorphologic disasters in Portugal. *Natural Hazards*, 72(2): 503-532.
- Zhang, J., Lin, X., 2013. Filtering airborne LiDAR data by embedding smoothness-constrained segmentation in progressive TIN densification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 81(0): 44-59.
- Zhilin, L.I., 2008. Multi-Scale Digital Terrain Modelling and Analysis. In: Zhou, Q., Lees, B., Tang, G.-a. (Eds.), *Advances in Digital Terrain Analysis. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 59-83.
- Zhou, Y., Li, N., Wu, W., Wu, J., Shi, P., 2014. Local Spatial and Temporal Factors Influencing Population and Societal Vulnerability to Natural Disasters. *Risk Analysis*, 34(4): 614-639.
- Ziadat, F.M., 2007. Effect of Contour Intervals and Grid Cell Size on the Accuracy of DEMs and Slope Derivatives. *Transactions in GIS*, 11(1): 67-81.

## **Legislação**

- Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de Novembro. Diário da República n.º 260, Série I.
- Decreto-Lei n.º 53/74, de 15 de Fevereiro. Diário da República n.º 219, Série I-A.
- Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de Julho. Diário da República n.º 152, Série I.
- Decreto-Lei n.º 89/87, de 26 de Fevereiro. Diário da República n.º 48, Série I.
- Decreto-Lei n.º 93/90, de 19 de Março. Diário da República n.º 65, Série I.
- Decreto-Lei n.º 364/98, de 21 de Novembro. Diário da República n.º 270, Série I-A.
- Lei n.º 16/2003, de 4 de Junho. Diário da República n.º 129, Série I-A.
- Lei n.º 54/2005, de 15 de Novembro. Diário da República n.º 219, Série I-A.
- Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro. Diário da República n.º 249, Série I-A.
- Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de Agosto. Diário da República n.º 162, Série I.
- Decreto-Lei n.º 115/2010, de 22 de Outubro. Diário da República n.º 206, Série I.
- Decreto-Lei n.º 239/2012, de 02 de Novembro. Diário da República n.º 212, Série I.



# ANEXOS



## **ANEXO I – Interpolação espacial**



# I INTERPOLAÇÃO ESPACIAL

## I.1 Métodos de interpolação espacial

A triangulação entre pontos de altitude conhecida, como é o caso de pontos cotados, constituindo uma superfície de faces triangulares, geralmente planas, é um processo para construção de um modelo digital do terreno. A superfície gerada por esta triangulação designa-se por TIN ou Rede Irregular Triangulada (RIT). O método TIN é uma abordagem de representação do terreno que divide a superfície num conjunto de triângulos contíguos, não sobrepostos (Li e Heap, 2008). O valor de altitude é registado para cada nó do triângulo, enquanto o valor entre os nós é interpolado, permitindo, assim, a criação de uma superfície contínua.

A triangulação de *Delaunay* foi utilizada na construção do modelo digital do terreno. Esta triangulação tem a propriedade de a circunferência definida pelos três pontos de um triângulo não conter qualquer outro ponto do conjunto de pontos que definem a triangulação (Matos, 2008). A interpolação por triangulação utiliza em geral a informação relativa a três medições na produção de uma estimativa. Se em vez de uma superfície plana, as faces dos triângulos forem aproximadas por superfícies de segundo grau são utilizadas seis medições.

O método IDW consiste numa interpolação baseada na combinação ponderada de todos os valores, de forma inversamente proporcional à distância (Matos, 2008). Este método pode utilizar diferentes funções de ponderação inversamente proporcionais à distância. Para o inverso da distância, a expressão de cálculo do vector  $\hat{V}$  em função dos valores conhecidos  $v_1, \dots, v_n$  e das distâncias  $d_1, \dots, d_n$  a que se encontram do ponto para o qual é estimado o valor (Matos, 2008), é apresentada através da equação A.1 A influência dos pontos conhecidos sobre os valores interpolados, com base na distância a partir do ponto de saída, é controlada através da potência ( $p$ ).

$$\hat{V} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} v_i}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}} \quad \text{A. 1}$$

Um valor de potência maior atribui mais ênfase aos pontos mais próximos e a superfície resultante é menos suave e tem mais detalhe, enquanto uma potência menor dá mais influência aos pontos mais distantes, e resulta uma superfície mais suave e com menos detalhe.

As características da superfície interpolada são também controladas através do raio de pesquisa fixo ou variável, que limita o número de pontos de entrada, que são utilizados no cálculo do valor de cada célula. A utilização de uma potência de 2 e um raio de pesquisa variável com um mínimo de 12 pontos para a interpolação, é o mais utilizado na interpolação IDW (Chaplot *et al.*, 2006). O interpolador IDW é um método simples, porque o utilizador necessita de definir poucos parâmetros. Se a densidade de dados é elevada, o método de IDW funciona bem (Blaschke *et al.*, 2004; Chaplot *et al.*, 2006), como os dados LiDAR apresentam uma alta densidade de amostragem, o método IDW

é considerado como adequado para a interpolação espacial de dados LiDAR (Anderson *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2007).

O método NN ou vizinhos naturais é um método de interpolação simples que encontra o subconjunto mais próximo de amostras de entrada para um ponto desconhecido e aplica-lhes os pesos com base em áreas proporcionais para interpolar um valor (Li e Heap, 2008). Esta interpolação é também conhecida como interpolação de Sibson (Sibson, 1981; Li e Heap, 2008).

Os pontos utilizados para estimar o valor do atributo numa determinada localização geográfica correspondem aos pontos que estão na vizinhança dessa localização, e o peso de cada de cada vizinho é naturalmente igual ao vizinho coordenada  $x$  em relação a este vizinho. Se considerarmos que cada um dos pontos de dados tem um atributo  $a_i$  (valor escalar), o método de interpolação NN é expresso através da equação A.2

$$f(x) = \sum_{i=1}^k w_i(x) a_i \quad \text{A. 2}$$

em que  $f(x)$  é o valor da função de interpolação na posição  $x$ .

Os vizinhos naturais de qualquer ponto são aqueles que estão associados aos polígonos de *Voronoi* próximos (Sibson, 1981). Os polígonos de *Voronoi* são construídos com base na triangulação de *Delaunay*. Estes polígonos são utilizados para avaliar o peso dos pontos. Inicialmente, é construído um diagrama de *Voronoi* a partir de todos os pontos dos dados. Em seguida, é criado um novo polígono de *Voronoi* em torno do ponto de interpolação. A proporção de sobreposição entre este novo polígono e os polígonos inicial é utilizada como peso. O método faz a interpolação através da média ponderada dos pontos vizinhos, onde os pesos são proporcionais às áreas.

O NN é um interpolador local, que utiliza apenas um subconjunto das amostras próximas do ponto de pesquisa e assegura que as altitudes são interpoladas dentro da gama de valores das amostras utilizadas. Não produz tendências e não gera picos, vales ou cumeadas que não sejam representadas pelos dados de entrada. A superfície do terreno obtida, através dos dados entrada, é suave em toda a área, excepto nas localizações dos dados de entrada. Este método é diferente de outros porque não extrapola valores e resolve a interpolação apenas no interior do domínio dos dados.

O método *spline* estima os valores através de uma função matemática que minimiza a curvatura global da superfície, resultando uma superfície suave, que passa exactamente através dos pontos de amostragem (Bojanov *et al.*, 1993). O método *Spline* produz estimativas relativas a pontos e as observações originais podem ou não fazer parte da superfície modelada. Trata-se de um método de interpolação determinístico que opera localmente.

A *spline* utilizada foi a regularizada e de tensão, é expressa através da equação A.3, segundo Matos (2008)

$$\hat{v}(x,y) = T(x,y) + \lambda_{j=1}^n R(r_j) \quad \text{A. 3}$$

em que  $n$  é o número de pontos,  $\lambda_j$  são os coeficientes determinados por resolução de um sistema de equações lineares,  $r_j$  são as distâncias do ponto de coordenada  $(x,y)$  aos pontos  $j$ .

Os termos  $T(x,y)$  e  $R(r)$  são diferentes para o caso da *spline* regularizada (A.4 e A.5) e da *spline* de tensão (A.6 e A.7). No primeiro caso tem-se:

$$T(x,y) = a_1 + a_2x + a_3y \quad \text{A. 4}$$

$$R(r) = \frac{1}{2\pi} \left\{ \frac{r^2}{4} \left[ \ln\left(\frac{r}{2\pi}\right) + c - 1 \right] + \tau^2 \left[ k_0 \frac{r}{\tau} + c + \ln\left(\frac{r}{2\pi}\right) \right] \right\} \quad \text{A. 5}$$

Para o segundo caso tem-se:

$$T(x,y) = a_1 \quad \text{A. 6}$$

$$R(r) = -\frac{1}{2\pi\varphi^2} \left[ \ln\left(\frac{r\varphi}{2}\right) + c + k_0(r\varphi) \right] \quad \text{A. 7}$$

em que  $\tau$  e  $\varphi$  são definidos pelo utilizador,  $r$  é a distância entre o ponto em cálculo e o ponto da amostra,  $k_0$  é a função de Bessel modificada,  $c$  é uma constante de valor 0,5777215 e os  $a_i$  são coeficientes determinados por resolução de um sistema de equações lineares.

A *spline* ajusta uma função matemática para uma quantidade específica de pontos de entrada mais próximos, enquanto passa pelos pontos da amostra. Este método é adequado para gerar superfícies que variam ligeiramente, como é o caso da altitude.

A forma básica da curvatura mínima na interpolação por *spline* impõe as seguintes condições (Bojanov *et al.*, 1993):

- A superfície deve passar exactamente através de todos os pontos dos dados de entrada;
- A superfície deve ter uma curvatura mínima, isto é, a soma dos quadrados dos termos da segunda derivada da superfície obtida em cada ponto da superfície deve ser mínima.

A técnica básica na curvatura mínima garante uma superfície suave (contínua e diferenciável) junto com as superfícies contínuas da primeira derivada. Na envolvente dos pontos dos dados podem ocorrer mudanças rápidas do declive (primeira derivada), por isso este modelo não é adequado para estimar a segunda derivada (curvatura).

## I.2 Aplicação da interpolação espacial na criação de MDT

Existem muitas rotinas para interpolação espacial, contudo nem todos os métodos são adequados para a modelação digital do terreno a partir de dados LiDAR. A superfície do terreno, nas zonas urbanas, apresenta frequentemente descontinuidades, por isso são preferíveis os métodos baseados em interpoladores locais em vez dos interpoladores globais, de forma a manter tanto quanto possível a complexidade local da superfície (Smith *et al.*, 2005).

Neste estudo, foram aplicados quatro métodos de interpolação para avaliar o erro de interpolação na criação do MDTL: *Natural Neighbor* (NN), *Inverse Distance Weighted* (IDW), *Triangulated Irregular Network* (TIN), e dois tipos de *Spline*: regularizada (SR) e tensão (ST). Estes métodos são classificados em:

- i) **TIN e NN** - determinístico, local, de transição abrupta e exacto;
- ii) **IDW** - determinístico, local, de transição gradual e exacto;
- iii) **Spline** - determinístico, local, de transição gradual e exacto.

Nesta secção é apresentada a implementação dos métodos de interpolação através do software ArcGIS®, suportada nos algoritmos descritos em I.1.

No software ArcGIS® é possível utilizar o algoritmo TIN com uma restrição na triangulação de *Delaunay*. O algoritmo cumpre as regras de *Delaunay* excepto nas linhas de rotura. Na triangulação de *Delaunay* tradicional ou completa, as linhas de rotura são densificadas através dos pontos de *Steiner* de forma a garantir que o TIN está de acordo com o algoritmo de *Delaunay*. Um segmento da linha de rotura pode produzir várias arestas do triângulo. No caso, da utilização da triangulação de *Delaunay* restrita, não se realiza a densificação e por isso cada segmento da linha de rotura é adicionado como uma única aresta.

Os elementos fundamentais de um TIN são os nós. Os nós são provenientes dos vértices dos pontos e das linhas, utilizados como dados de entrada. Os nós são incorporados na triangulação TIN, e cada um dos nós do modelo de superfície TIN tem um valor  $z$ .

Na criação do TIN relativo ao MDTL foram utilizados os pontos terreno extraídos da filtragem. Os dados de entrada, para a criação do TIN relativo ao MDTC, foram os pontos cotados e as curvas de nível que são utilizados como pontos de medição de altitude, e a rede hidrográfica que é considerada como linhas de rotura. As linhas de rotura representam uma descontinuidade no declive da superfície do terreno. O MDTL e o MDTC foram convertidos através de interpolação linear para um raster, com uma resolução espacial de 1 metro.

A interpolação baseada na combinação de todos os valores de altitude, ponderada de forma inversamente proporcional à distância (IDW) permite controlar a influência do parâmetro potência. Este parâmetro controla a importância dos pontos conhecidos nos valores interpolados baseando-se na distância a partir do ponto de saída. Neste estudo foi utilizado o valor dois. Caso seja definido um



valor mais elevado, será atribuída mais influência aos pontos mais próximos e a superfície apresenta mais detalhes, tornando-se mais suave. Com o aumento do valor da potência, os valores interpolados começam a aproximar-se do valor do ponto mais próximo. A atribuição de um valor menor de potência, faz com os pontos circundantes tenham mais influência do que aqueles mais distantes, resultando numa superfície mais suave.

As características da superfície interpolada podem também ser controladas através do número de pontos de entrada utilizados no cálculo do valor de cada célula de saída, de acordo com o apresentado na. O número de pontos de entrada considerados condiciona também a velocidade de processamento. Os pontos de entrada que estão afastados do local da célula onde é executada a previsão podem ter pouca ou nenhuma correlação espacial, isto pode ser uma razão para removê-los do cálculo. O raio de pesquisa pode ser fixo ou variável. Com um raio de busca variável, é especificado o número de pontos utilizados para calcular o valor da célula interpolada, o que faz que exista uma variação da distância do raio para cada célula interpolada. Na criação do MDTL foram utilizados doze pontos e um raio de pesquisa variável.

No método de *spline* as funções são ligeiramente diferentes, porque cada uma tem um parâmetro de suavização diferente dependente do parâmetro de tensão. O ArcGIS® utiliza duas opções de *spline*, designadas por regularizada e de tensão. O método *spline* necessita da definição de dois parâmetros: o peso e o número de pontos. O parâmetro peso no método de *spline* regularizada define o peso da terceira derivada da superfície na expressão de minimização da curvatura. Quanto maior é o peso, mais suave é a superfície de saída. Os valores de entrada para este parâmetro têm de ser igual ou maior que zero, neste estudo foram testados os valores típicos (0; 0,001; 0,01; 0,1; e 0,5) que correspondem respectivamente à interpolação espacial SR1, SR2, SR3, SR4, e SR5. No método *spline* de tensão, este parâmetro define o peso da tensão. Quanto maior é o peso, mais grosseira é a superfície de saída. Os valores devem ser maior ou igual que zero, neste estudo foram testados os valores típicos (0; 1; 5; e 10) que correspondem respectivamente à interpolação espacial ST1, ST2, ST3, e ST4.

O número de pontos indica o número de pontos utilizados no cálculo de cada célula. Quanto maior o número de pontos de entrada, maior a influência de pontos distantes de cada célula e mais suave é a superfície de saída. Um maior número de pontos implica também mais tempo de processamento do raster de saída. Tomando em consideração a optimização destes aspectos, foram utilizados doze pontos.

O MDTL, contrariamente ao sugerido por Briese (2010) não foi editado manualmente para corrigir falhas de classificação provocadas pela complexidade do terreno, em áreas urbanas.

### I.3 Avaliação da robustez do interpolador

A adopção de valores estimados usando a superfície de interpolação origina erros que se pretendem minimizar, por isso, o objectivo principal desta análise é quantificar e determinar a distribuição espacial do erro introduzido no MDTL pela interpolação espacial. A adequação de cada método de interpolação foi avaliada através de um procedimento de validação que envolve a omissão de sub-conjuntos dos dados brutos do processo de interpolação de forma a avaliar o desempenho do interpolador na modelação digital do terreno, na ausência desses valores conhecidos. A selecção do método de interpolação espacial mais adequado à modelação do terreno foi baseada na avaliação conjunta dos erros ou desvios de estimação associados ao MDTL. Para isso foi utilizado o método *split-sample* (2.5.5) utilizando amostras com 95%, 90%, 80%, 70%, e 60% dos dados originais, seleccionadas aleatoriamente. Os dados omitidos em cada amostra foram utilizados para avaliar o MDTL resultante em termos do interpolador. A densidade das amostras para os diferentes sub-conjuntos de dados, utilizados na interpolação, é apresentada no Quadro A. 1.

**Quadro A. 1** - Densidade de pontos nas várias amostras de dados.

Amostra de dados	Mínimo da densidade (pontos/m <sup>2</sup> )	Máximo da densidade (pontos/m <sup>2</sup> )	Média da densidade (pontos/m <sup>2</sup> )	Desvio padrão da densidade (pontos/m <sup>2</sup> )
95%	0,000	0,949	0,619	0,168
90%	0,000	0,907	0,587	0,159
80%	0,000	0,811	0,522	0,142
70%	0,000	0,715	0,456	0,125
60%	0,000	0,622	0,391	0,107

As diferenças entre os valores estimados e medidos (erro do modelo) foram calculadas para os vários MDTL resultantes dos métodos de interpolação. Os erros calculados dependem também dos pontos que são seleccionados aleatoriamente. No Quadro A. 2 são apresentadas os resultados da avaliação do interpolador espacial utilizado na criação do MDTL.

**Quadro A. 2** - Resultados da validação *split-sample* para os vários métodos de interpolação.

Amostra de dados	Método de interpolação	Mínimo do erro (m)	Máximo do erro (m)	Média do erro (m)	Desvio Padrão do erro (m)	RMSE (m)
95%	IDW	-3,402	2,885	-0,003	0,112	0,112
	NN	-3,341	3,614	0,001	0,112	0,112
	SR1	-3,244	3,660	0,000	0,103	0,103
	SR2	-3,229	3,694	0,000	0,104	0,104
	SR3	-3,212	3,787	0,000	0,108	0,108
	SR4	-3,230	3,891	0,001	0,114	0,114
	SR5	-3,247	3,931	0,001	0,116	0,116
	ST1	-3,293	3,655	0,000	0,103	0,103
	ST2	-3,333	3,642	0,000	0,103	0,103
	ST3	-3,362	3,627	0,000	0,103	0,103
90%	TIN	-3,760	4,435	0,012	0,148	0,148
	IDW	-4,581	2,890	-0,003	0,111	0,111

Amostra de dados	Método de interpolação	Mínimo do erro (m)	Máximo do erro (m)	Média do erro (m)	Desvio Padrão do erro (m)	RMSE (m)
	<b>NN</b>	-2,679	3,139	0,001	0,109	0,109
	<b>SR1</b>	-2,696	3,207	0,001	0,099	0,099
	<b>SR2</b>	-2,730	3,267	0,001	0,100	0,100
	<b>SR3</b>	-2,848	3,439	0,001	0,104	0,104
	<b>SR4</b>	-2,998	3,619	0,001	0,110	0,110
	<b>SR5</b>	-3,045	3,975	0,001	0,113	0,113
	<b>ST1</b>	-2,631	3,203	0,001	0,098	0,098
	<b>ST2</b>	-2,573	3,197	0,001	0,098	0,098
	<b>ST3</b>	-2,533	3,190	0,001	0,098	0,098
		<b>TIN</b>	-3,165	6,220	0,012	0,157
<b>80%</b>	<b>IDW</b>	-5,749	2,970	-0,003	0,119	0,119
	<b>NN</b>	-4,655	3,731	0,000	0,112	0,112
	<b>SR1</b>	-4,563	4,057	0,000	0,105	0,105
	<b>SR2</b>	-4,930	4,057	0,000	0,107	0,107
	<b>SR3</b>	-6,143	4,181	0,000	0,112	0,112
	<b>SR4</b>	-7,763	4,441	0,000	0,118	0,118
	<b>SR5</b>	-8,352	4,567	0,000	0,121	0,121
	<b>ST1</b>	-4,568	4,047	0,000	0,105	0,105
	<b>ST2</b>	-4,565	4,023	0,000	0,105	0,105
	<b>ST3</b>	-4,560	3,998	0,000	0,105	0,105
	<b>TIN</b>	-5,535	4,324	-0,007	0,166	0,166
<b>70%</b>	<b>IDW</b>	-6,136	5,318	-0,003	0,128	0,128
	<b>NN</b>	-4,076	5,027	0,000	0,119	0,119
	<b>SR1</b>	-4,177	6,036	0,000	0,110	0,110
	<b>SR2</b>	-4,201	6,235	0,000	0,111	0,111
	<b>SR3</b>	-4,251	6,625	0,000	0,115	0,115
	<b>SR4</b>	-4,291	6,866	0,000	0,121	0,121
	<b>SR5</b>	-4,390	6,916	0,000	0,123	0,123
	<b>ST1</b>	-4,186	6,010	0,000	0,110	0,110
	<b>ST2</b>	-4,181	5,972	0,000	0,110	0,110
	<b>ST3</b>	-4,175	5,937	0,000	0,110	0,110
	<b>TIN</b>	-4,250	5,835	0,012	0,162	0,163
<b>60%</b>	<b>IDW</b>	-5,886	5,072	-0,003	0,133	0,133
	<b>NN</b>	-4,613	5,173	0,000	0,126	0,126
	<b>SR1</b>	-5,231	5,458	0,000	0,117	0,117
	<b>SR2</b>	-5,357	5,561	0,000	0,118	0,118
	<b>SR3</b>	-5,749	5,817	0,000	0,122	0,122
	<b>SR4</b>	-6,171	6,059	0,000	0,126	0,126
	<b>SR5</b>	-6,248	6,113	0,000	0,128	0,128
	<b>ST1</b>	-5,191	5,438	0,000	0,117	0,117
	<b>ST2</b>	-5,151	5,378	0,000	0,117	0,117
	<b>ST3</b>	-5,122	5,319	0,000	0,117	0,117
	<b>TIN</b>	-4,466	6,875	0,012	0,165	0,165

Assumindo que os erros têm uma distribuição normal, o que é uma hipótese aceitável uma vez que o seu número de amostras, para 95% e 60%, varia respectivamente entre 18404 e 147235, as

variâncias dos resíduos obtidos usando os interpoladores SR1, SR2, ST1, ST2 e ST3 são estatisticamente iguais para um nível de significância de 1% para todas as amostras. O mesmo acontece para SR4 e SR5. Os valores das variâncias obtidos com os interpoladores SR3 e TIN e para qualquer amostra são estatisticamente diferentes daqueles obtidos pelos outros interpoladores, com um nível de significância de 1%. Para os outros interpoladores, a diferença estatística entre os valores da variância a um nível de significância de 1% varia consoante a dimensão da amostra. Assim, os valores da variância para os erros obtidos com os interpoladores IDW e NN são estatisticamente diferentes, com um nível de significância de 1%, para as amostras com 70% e 60% dos dados originais. A diminuição do tamanho da amostra traduz-se num aumento da RQEMQ e essa mudança é similar nos vários métodos.

Estes resultados confirmam que não é simples a escolha de um interpolador espacial apropriado, dependendo de variáveis como por exemplo a distribuição espacial dos dados e o parâmetro em estudo. No entanto, o método de *spline* em tensão é o que apresenta melhores indicadores estatísticos com base nas várias amostras obtidas através da técnica da validação *split-sample*. No método ST, o parâmetro peso da tensão 10 é o que melhor se ajusta ao modelo. No método ST3, a RQEMQ varia entre 0,076m e 0,117m, respectivamente para 95% e 60% da amostra. O MDTL integrado na construção do MDSeLC e do MDSeLCI foi obtido através do método de interpolação ST3, porque foi aquele que apresentou um desempenho ligeiramente superior.

O método de interpolação e a densidade de amostra de dados de altitude devem ser considerados na modelação hidráulica de inundações porque estes têm um efeito na exactidão da altitude que consequentemente condicionam a previsão da altura de água e da velocidade do escoamento.

A qualidade geral do MDTL obtido depende da qualidade da nuvem de pontos, do processo de filtragem, e do processo de interpolação. A principal de fonte de erros é provocada pela imprecisão da filtragem da nuvem pontos. Os erros de classificação não são facilmente identificáveis por métodos automáticos, e não existe uma superfície de referência sem erros da mesma data que permita uma avaliação quantitativa. Os valores de erro máximo e mínimo verificados na validação da interpolação espacial podem ser resultantes da imprecisão da filtragem.

No âmbito das perspectivas futuras para melhoria deste trabalho, é necessário otimizar o algoritmo de classificação utilizado para filtrar os dados LiDAR e realizar uma avaliação quantitativa da qualidade do MDSe através comparação com pontos de controlo obtidos levantamento por GPS com precisão sub-centimétrica.

## Referências Bibliográficas

- Anderson, E.S., Thompson, J.A., Austin, R.E., 2005. LIDAR density and linear interpolator effects on elevation estimates. *International Journal of Remote Sensing*, 26(18): 3889 - 3900.
- Blaschke, T., Tiede, D., Heurich, M., 2004. 3D landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser scanning data. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 36(8/W2): 129-132.

- Bojanov, B.D., Hakopian, H.A., Sahakian, A.A., 1993. Spline Functions and Multivariate Interpolations. Mathematics and Its Applications. Springer, Netherlands.
- Briese, C., 2010. Airborne and Terrestrial Laser Scanning. Extraction of Digital Terrain Models. Whittles Publishing.
- Chaplot, V. et al., 2006. Accuracy of interpolation techniques for the derivation of digital elevation models in relation to landform types and data density. *Geomorphology*, 77(1–2): 126-141.
- Li, J., Heap, A.D., 2008. A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. Geoscience Australia, Canberra, Australia, 137 pp.
- Liu, X., Zhang, Z., Peterson, J., Chandra, S., 2007. The effect of LiDAR data density on DEM Accuracy, MODSIM07 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand Inc., Christchurch, New Zealand.
- Matos, J., 2008. Fundamentos de Informação Geográfica (5ª Edição Actualizada e Aumentada). Lidel, 424 pp.
- Sibson, R., 1981. A Brief Description of Natural Neighbour Interpolation. In: Barnett, V. (Ed.), *Interpreting multivariate data*. John Wiley & Sons, pp. 21-36.
- Smith, S.L., Holland, D.A., Longley, P.A., 2005. Quantifying Interpolation Errors in Urban Airborne Laser Scanning Models. *Geographical Analysis*, 37(2): 200-224.



## **ANEXO II – Registos de precipitação**





**Quadro A. 3** - Registos de precipitação na estação meteorológica de Pedras Rubras nos períodos simulados.

<b>Evento 1</b>		<b>Evento 2</b>	
<b>Data</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Data</b>	<b>Precipitação (mm)</b>
2012-12-13 18h	2,9	2013-01-18 03h	0
2012-12-13 19h	4,9	2013-01-18 04h	0,2
2012-12-13 20h	1,9	2013-01-18 05h	0,8
2012-12-13 21h	0,5	2013-01-18 06h	1,8
2012-12-13 22h	2,7	2013-01-18 07h	0,3
2012-12-13 23h	2,2	2013-01-18 08h	0
2012-12-14 00h	2,1	2013-01-18 09h	0
2012-12-14 01h	0,9	2013-01-18 10h	0,2
2012-12-14 02h	0,2	2013-01-18 11h	1,4
2012-12-14 03h	2,2	2013-01-18 12h	0,1
2012-12-14 04h	1,2	2013-01-18 13h	1
2012-12-14 05h	5,2	2013-01-18 14h	0,8
2012-12-14 06h	8,3	2013-01-18 15h	0,2
2012-12-14 07h	6,2	2013-01-18 16h	1,1
2012-12-14 08h	4,2	2013-01-18 17h	5,5
2012-12-14 09h	2,8	2013-01-18 18h	3,1
2012-12-14 10h	3,9	2013-01-18 19h	1,1
2012-12-14 11h	3,9	2013-01-18 20h	3,8
2012-12-14 12h	8,8	2013-01-18 21h	5,1
2012-12-14 13h	2,5	2013-01-18 22h	1,4
2012-12-14 14h	3,8	2013-01-18 23h	3,1
2012-12-14 15h	4,7	2013-01-19 00h	3,4
2012-12-14 16h	2,4	2013-01-19 01h	2,2
2012-12-14 17h	1,2	2013-01-19 02h	0,1
2012-12-14 18h	0,2	2013-01-19 03h	0,1
2012-12-14 19h	0,0	2013-01-19 04h	0,1



## **ANEXO III – Variáveis da BGRI**



**Quadro A. 4-** Descrição das variáveis da BGRI.

<b>Campo BGRI 2011</b>	<b>Descrição</b>
N_EDIFICIOS	Total de edifícios
N_EDIFICIOS_EXCLUSIV_RESID	Edifícios exclusivamente residenciais
N_EDIFICIOS_PRINCIPAL_RESID	Edifícios principalmente residenciais
N_EDIFICIOS_PRINCIP_NAO_RESID	Edifícios principalmente não residenciais
N_EDIFICIOS_1OU2_PISOS	Edifícios com 1 ou 2 pisos
N_EDIFICIOS_3OU4_PISOS	Edifícios com 3 ou 4 pisos
N_EDIFICIOS_5OU MAIS_PISOS	Edifícios com 5 ou mais pisos
N_EDIFICIOS_CONSTR_2006A2011	Edifícios construídos entre 2006 e 2011
N_EDIFICIOS_CONSTR_2001A2005	Edifícios construídos entre 2000 e 2005
N_EDIFICIOS_CONSTR_1996A2000	Edifícios construídos entre 1996 e 2000
N_EDIFICIOS_CONSTR_1991A1995	Edifícios construídos entre 1991 e 1995
N_EDIFICIOS_CONSTR_1981A1990	Edifícios construídos entre 1981 e 1990
N_EDIFICIOS_CONSTR_1971A1980	Edifícios construídos entre 1971 e 1980
N_EDIFICIOS_CONSTR_1961A1970	Edifícios construídos entre 1961 e 1970
N_EDIFICIOS_CONSTR_1946A1960	Edifícios construídos entre 1946 e 1960
N_EDIFICIOS_CONSTR_1919A1945	Edifícios construídos entre 1919 e 1945
N_EDIFICIOS_CONSTR_ANTES_1919	Edifícios construídos antes de 1919
N_EDIFICIOS_ESTRUT_BETAO	Edifícios com estrutura de betão armado
N_EDIFICIOS_ESTRUT_COM_PLACA	Edifícios com estrutura de paredes de alvenaria com placa
N_FAMILIAS_CLASSICAS	Número de famílias clássicas
N_FAMILIAS_CLASSICAS_1OU2_PESS	Número de famílias clássicas com 1 ou 2 pessoas
N_FAMILIAS_CLASSICAS_3OU4_PESS	Número de famílias clássicas com 3 ou 4 pessoas
N_RES_HABITUAL_PROP_OCUP	Número de alojamentos clássicos de residência habitual com proprietário ocupante
N_RES_HABITUAL_ARREND	Número de alojamentos clássicos de residência habitual arrendados
N_INDIVDUOS_RESIDENT_H	Número de homens residentes
N_INDIVDUOS_RESIDENT_M	Número de mulheres residentes
N_INDIVDUOS_RESIDENT_0A4	Indivíduos residentes com idade entre 0 e 4 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_5A9	Indivíduos residentes com idade entre 5 e 9 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_10A13	Indivíduos residentes com idade entre 10 e 13 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_14A19	Indivíduos residentes com idade entre 14 e 19 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_20A24	Indivíduos residentes com idade entre 20 e 24 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_25A64	Indivíduos residentes com idade entre 25 e 64 anos
N_INDIVDUOS_RESIDENT_65	Indivíduos residentes com 65 ou mais anos
N_INDIV_RESIDENT_N_LER_ESCRV	Indivíduos residentes sem saber ler nem escrever
N_IND_RESIDENT_ENSINCOMP_1BAS	Indivíduos residentes com o 1º ciclo do ensino básico completo
N_IND_RESIDENT_ENSINCOMP_2BAS	Indivíduos residentes com o 2º ciclo do ensino básico completo
N_IND_RESIDENT_ENSINCOMP_3BAS	Indivíduos residentes com o 3º ciclo do ensino básico completo
N_IND_RESIDENT_ENSINCOMP_SEC	Indivíduos residentes com o ensino secundário completo
N_IND_RESIDENT_ENSINCOMP_SUP	Indivíduos residentes com o ensino superior
N_IND_RESID_DESEMP_PROC_1EMPRG	Indivíduos residentes desempregados à procura do 1º emprego
N_IND_RESID_DESEMP_PROC_EMPRG	Indivíduos residentes desempregados à procura de novo emprego
N_IND_RESID_EMPREGADOS	Indivíduos residentes empregados
N_IND_RESID_PENS_REFORM	Indivíduos residentes pensionistas ou reformados
N_IND_RESID_EMPREG_SECT_PRIM	Indivíduos residentes empregados no sector primário
N_IND_RESID_EMPREG_SECT_SEC	Indivíduos residentes empregados no sector secundário
N_IND_RESID_EMPREG_SECT_TERC	Indivíduos residentes empregados no sector terciário



## **ANEXO IV – Avaliação de desempenho do modelo LISFLOOD-FP**





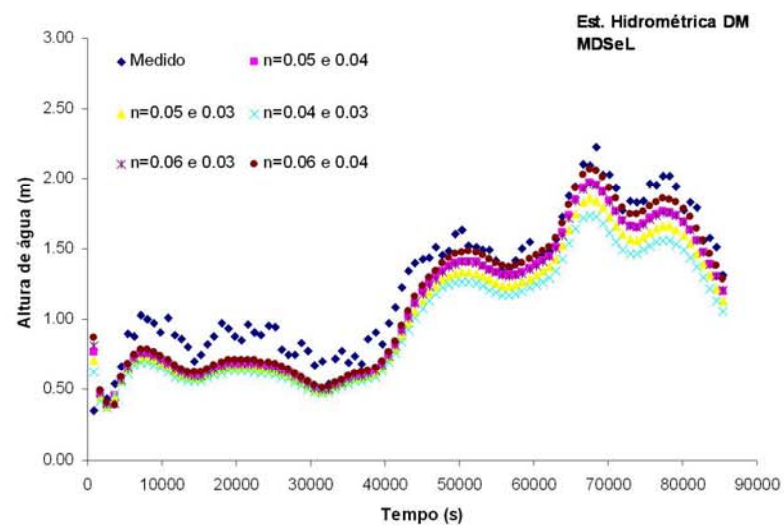
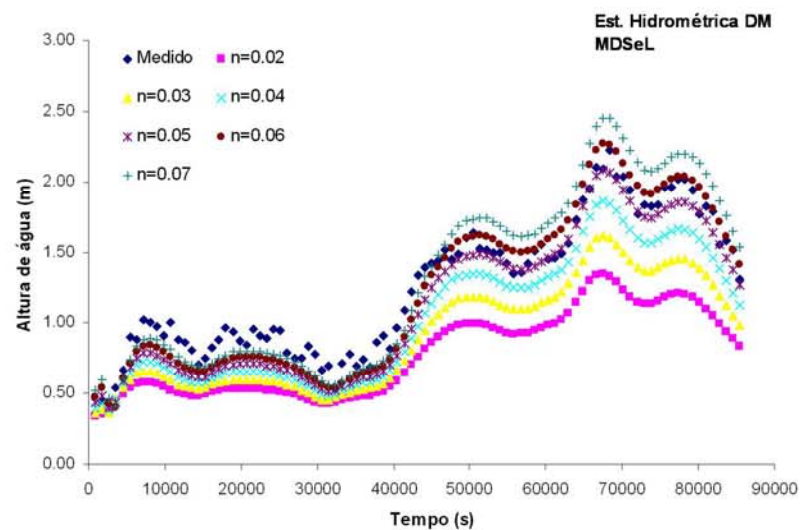
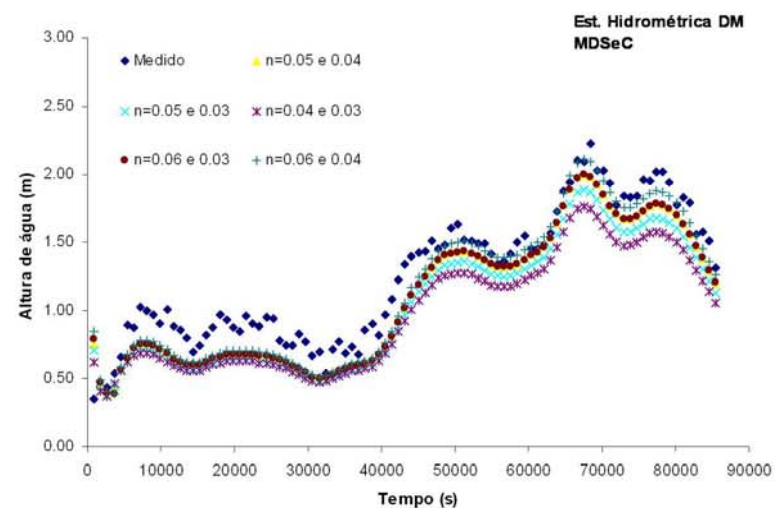
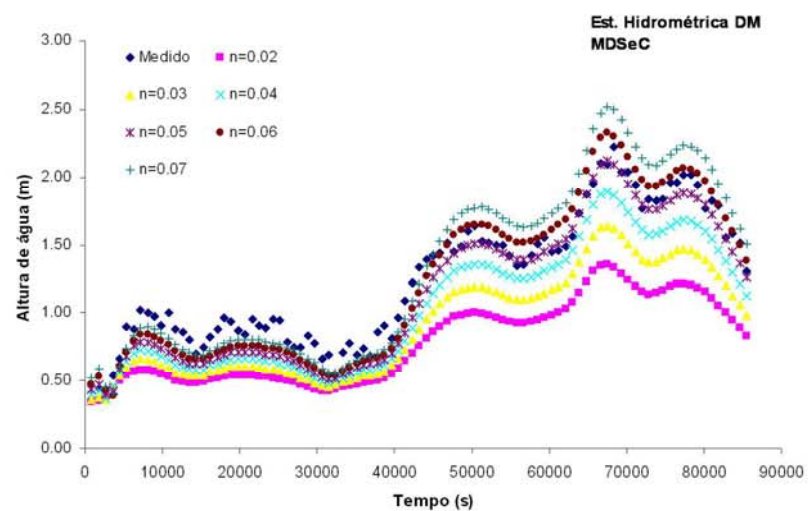


Figura A. 1 - Hidrogramas calculados e observados da calibração do modelo LISFLOOD-FP, na estação hidrométrica DM (MDSec e MDSel).

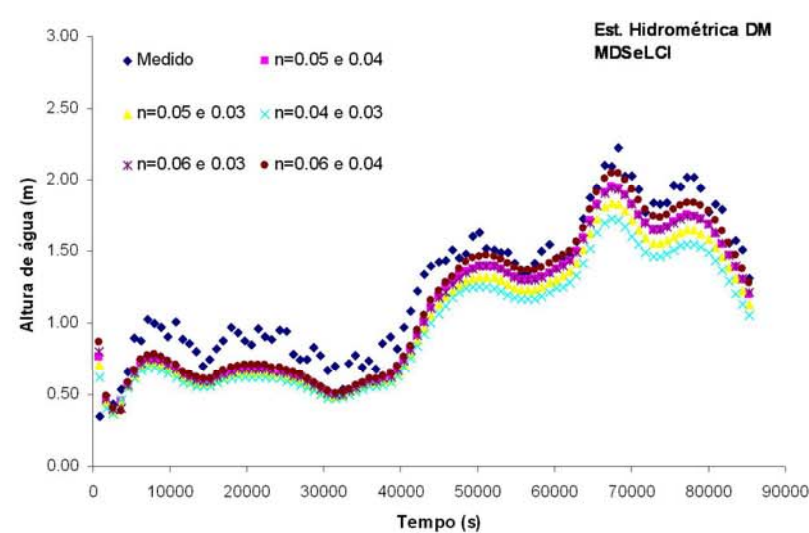
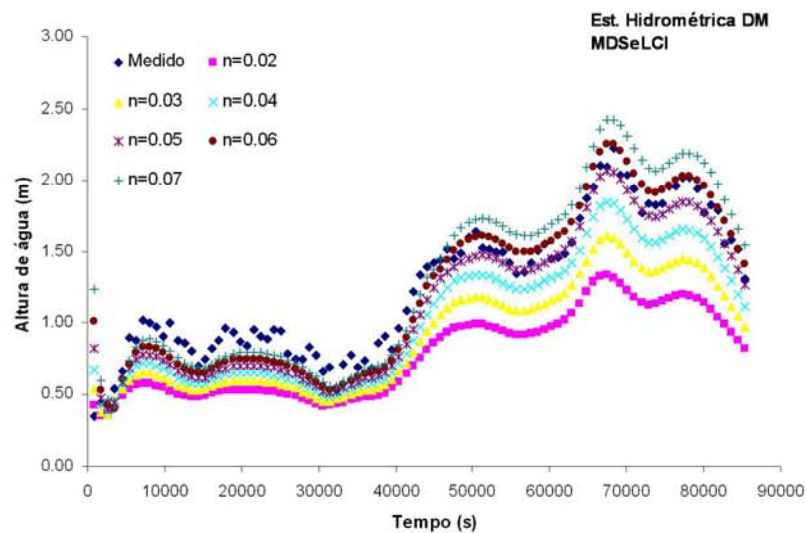
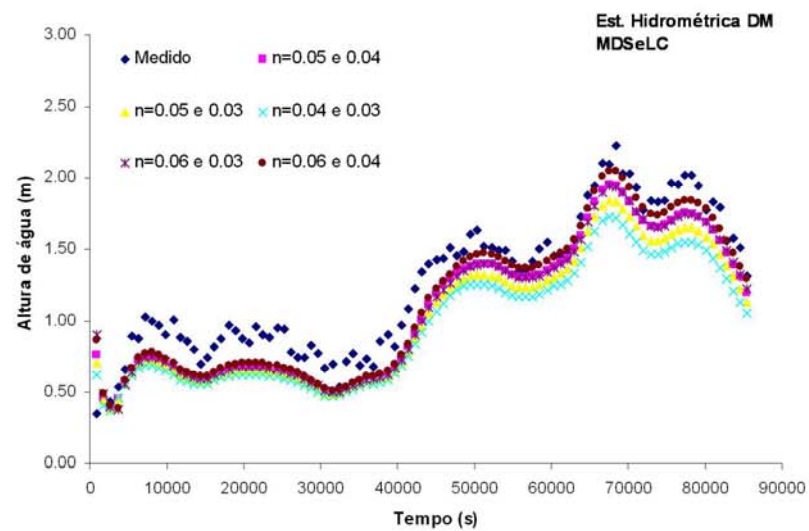
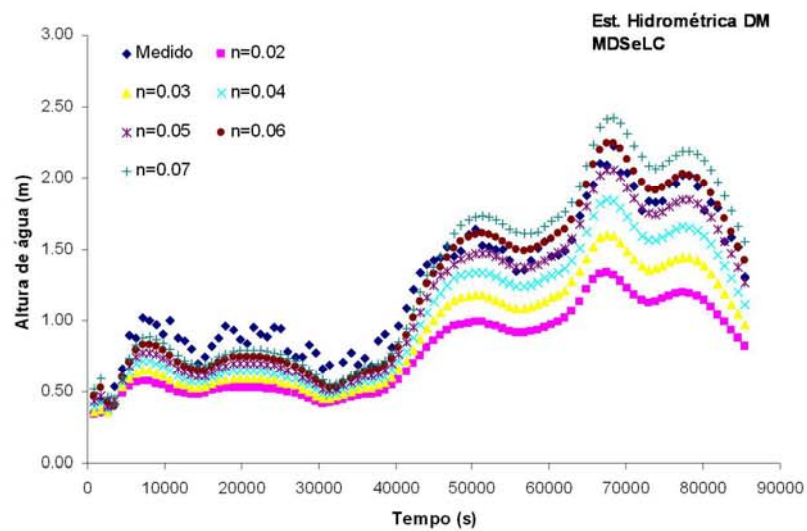


Figura A. 2 - Hidrogramas calculados e observados da calibração do modelo LISFLOOD-FP, na estação hidrométrica DM (MDSelC e MDSelCI).

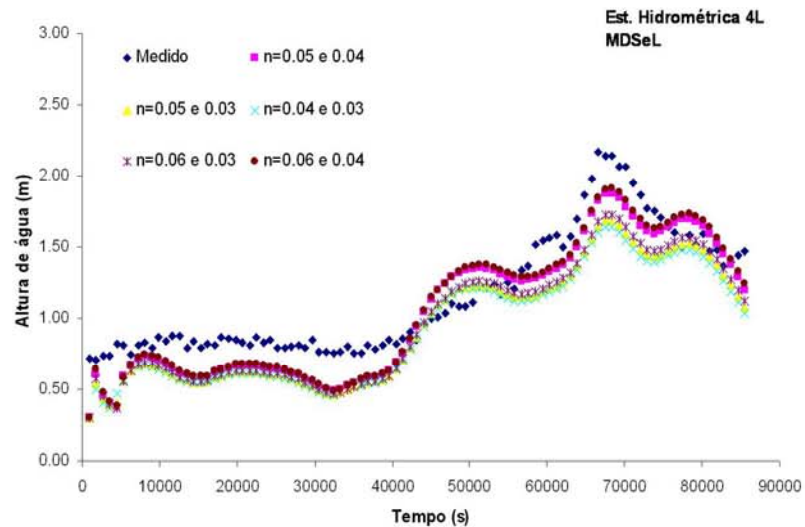
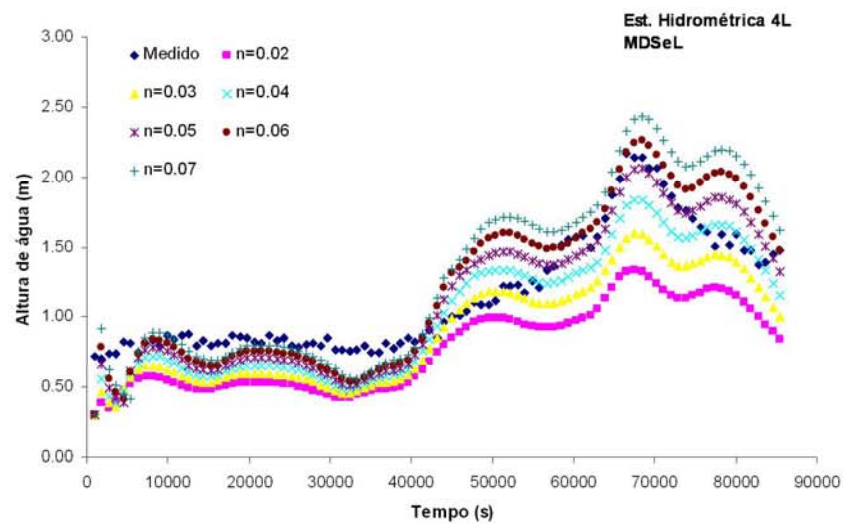
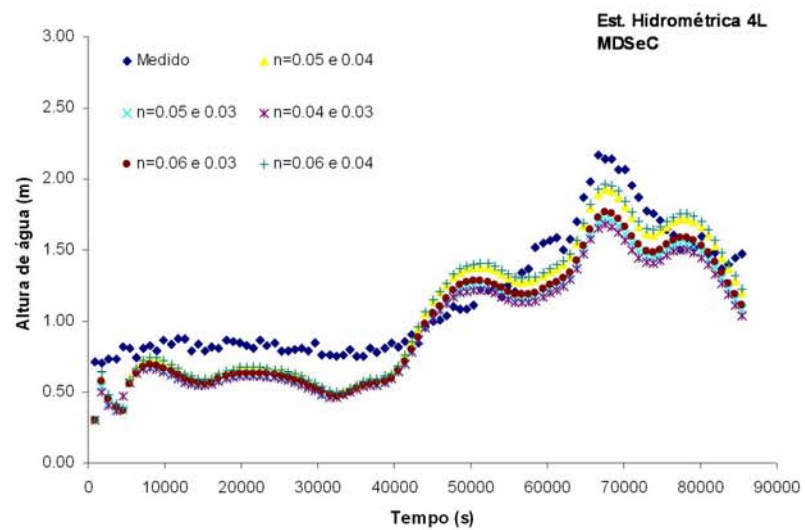
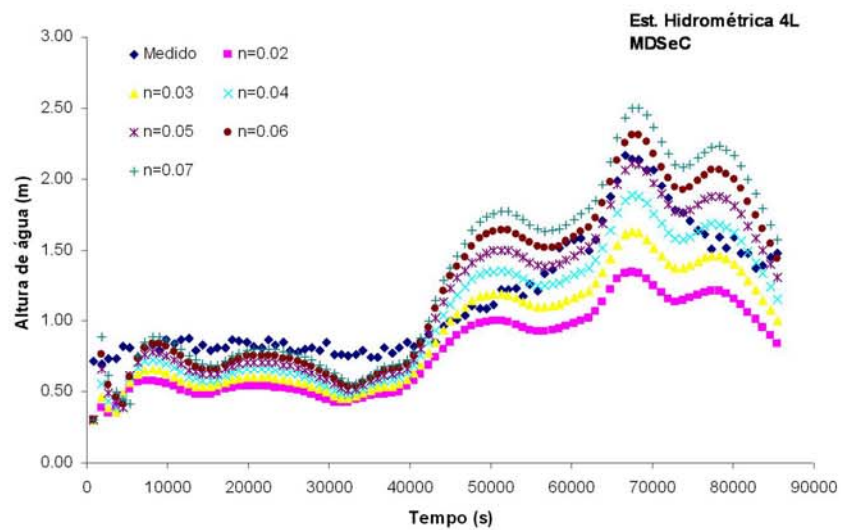


Figura A. 3 - Hidrogramas calculados e observados da calibração do modelo LISFLOOD-FP, na estação hidrométrica 4L (MDSeC e MDSeL).

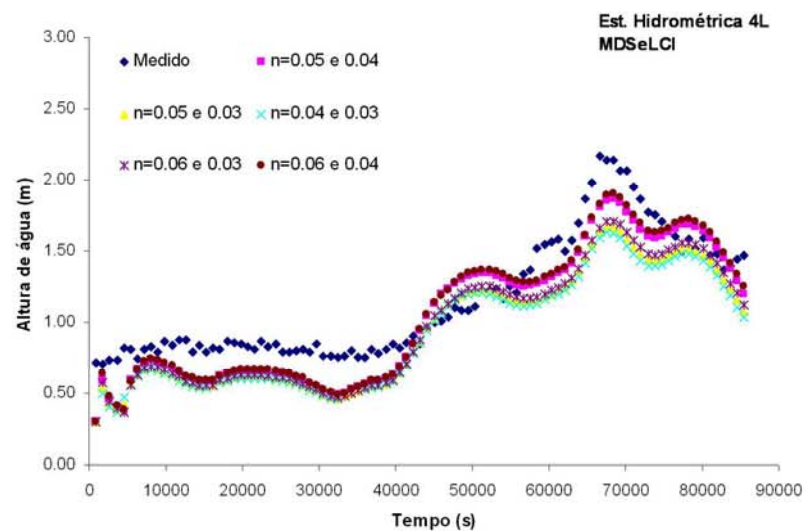
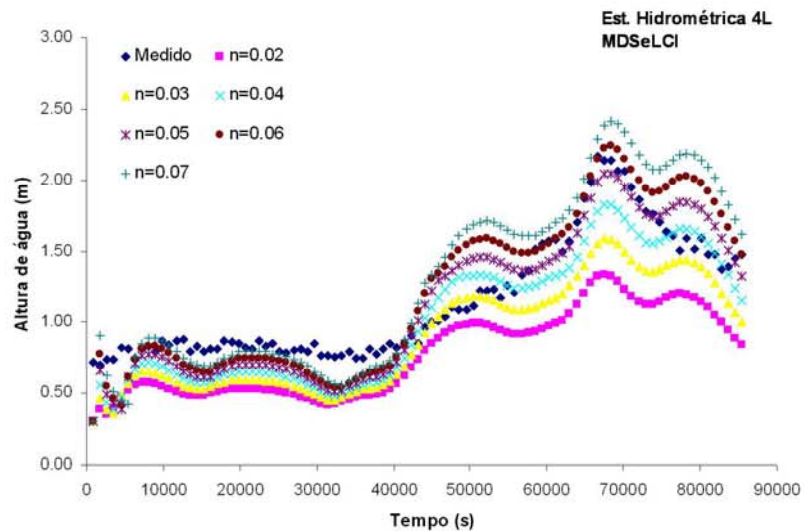
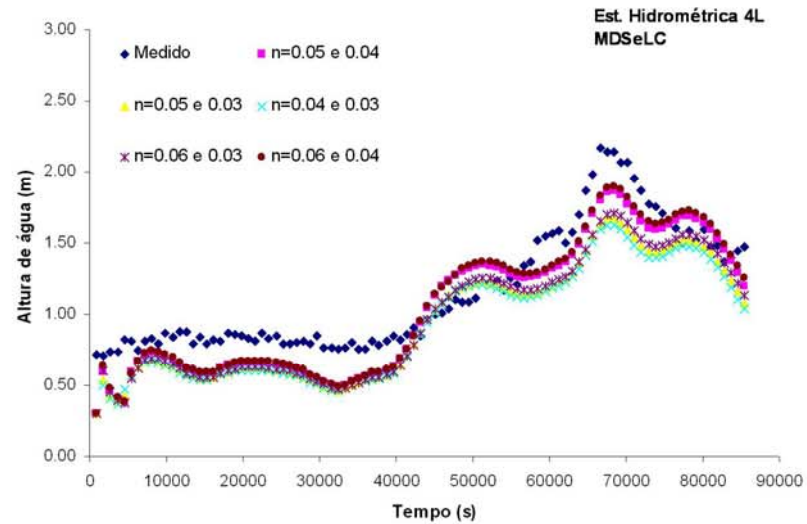
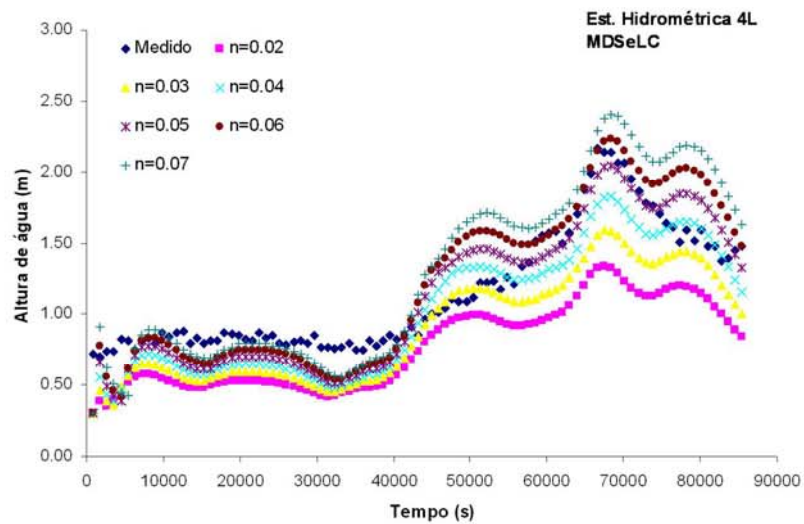


Figura A. 4 - Hidrogramas calculados e observados da calibração do modelo LISFLOOD-FP, na estação hidrométrica 4L (MDSeLC e MDSeLCI).

**Quadro A. 5 - Resultados do ajustamento do modelo na estimativa da altura de água na calibração (MDSeC).**

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,02	n=0,03	n=0,04	n=0,05	n=0,06	n=0,07	n=0,05 e 0,04	n=0,05 e 0,03	n=0,04 e 0,03	n=0,06 e 0,03	n=0,06 e 0,04	
DM	RQEMQ	0,46	0,32	0,20	0,15	0,12	0,22	0,16	0,20	0,25	0,16	0,14	
	NSE	-0,04	0,52	0,81	0,90	0,93	0,76	0,88	0,81	0,69	0,88	0,91	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0%	0,0%	1,1%	40,8%	70,6%	2,4%	34,4%	0,4%	0,0%	30,7%	60,2%
		Bom	0%	0,0%	58,6%	58,9%	28,6%	24,5%	56,0%	53,3%	0,3%	58,0%	38,5%
		Aceitável	0%	2,0%	38,9%	0,3%	0,8%	66,3%	9,6%	44,3%	70,9%	11,3%	1,3%
Insatisfatório		100%	98,0%	1,4%	0,0%	0,0%	6,8%	0,0%	2,0%	28,8%	0,0%	0,0%	
4L	RQEMQ	0,32	0,20	0,17	0,32	0,23	0,42	0,18	0,18	0,19	0,17	0,19	
	NSE	0,20	0,68	0,77	0,18	0,58	-0,39	0,74	0,74	0,72	0,76	0,72	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,1%	0,3%	0,0%
		Bom	0,0%	4,1%	23,9%	0,3%	0,6%	0,1%	10,0%	18,2%	11,1%	23,0%	2,9%
		Aceitável	0,0%	57,2%	72,6%	2,6%	21,6%	0,5%	84,4%	65,4%	64,8%	66,1%	85,0%
Insatisfatório		100,0%	38,7%	3,5%	97,1%	77,8%	99,3%	5,6%	16,2%	24,0%	10,6%	12,1%	

**Quadro A. 6** –Resultados do ajustamento do modelo na estimativa da altura de água na calibração (MDSeL).

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,02	n=0,03	n=0,04	n=0,05	n=0,06	n=0,07	n=0,05 e 0,04	n=0,05 e 0,03	n=0,04 e 0,03	n=0,06 e 0,03	n=0,06 e 0,04	
DM	RQEMQ	0,47	0,32	0,20	0,13	0,14	0,21	0,16	0,21	0,26	0,17	0,14	
	NSE	-0,06	0,50	0,80	0,92	0,91	0,79	0,87	0,79	0,67	0,87	0,91	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0%	0,0%	0,1%	68,5%	70,3%	2,8%	26,4%	0,0%	0,0%	22,0%	56,4%
		Bom	0%	0,0%	50,5%	30,5%	29,6%	40,6%	61,1%	42,4%	0,0%	63,2%	41,7%
		Aceitável	0%	1,1%	47,2%	1,0%	0,1%	55,4%	12,5%	54,5%	62,8%	14,7%	1,9%
Insatisfatório		100%	98,9%	2,2%	0,0%	0,0%	1,2%	0,0%	3,1%	37,2%	0,1%	0,0%	
4L	RQEMQ	0,32	0,20	0,17	0,22	0,30	0,39	0,18	0,18	0,19	0,18	0,18	
	NSE	0,18	0,66	0,77	0,61	0,26	-0,24	0,75	0,73	0,70	0,75	0,73	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0,00%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,1%	0,2%	0,0%
		Bom	0,00%	2,4%	27,1%	0,8%	0,4%	0,1%	14,6%	15,0%	8,0%	20,0%	6,1%
		Aceitável	0,00%	52,9%	69,4%	30,5%	3,6%	1,1%	80,7%	66,9%	64,6%	67,5%	84,9%
Insatisfatório		100,00%	44,7%	3,5%	68,7%	96,0%	98,7%	4,7%	17,9%	27,3%	12,3%	9,0%	

**Quadro A. 7** - Resultados do ajustamento do modelo na estimativa da altura de água na calibração (MDSeLC).

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,02	n=0,03	n=0,04	n=0,05	n=0,06	n=0,07	n=0,05 e 0,04	n=0,05 e 0,03	n=0,04 e 0,03	n=0,06 e 0,03	n=0,06 e 0,04	
DM	RQEMQ	0,47	0,33	0,21	0,13	0,13	0,20	0,17	0,21	0,27	0,18	0,14	
	NSE	-0,07	0,49	0,79	0,92	0,91	0,80	0,86	0,78	0,66	0,85	0,90	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0%	0,0%	0,0%	66,1%	75,4%	3,0%	21,5%	0,0%	0,0%	13,1%	53,4%
		Bom	0%	0,0%	43,8%	32,6%	24,5%	49,9%	63,7%	0,0%	0,0%	66,1%	44,1%
		Aceitável	0%	0,7%	53,3%	1,3%	0,1%	46,5%	14,7%	56,5%	56,5%	20,7%	2,5%
Insatisfatório		100%	99,3%	2,9%	0,0%	0,0%	0,6%	0,1%	43,5%	43,5%	0,1%	0,0%	
4L	RQEMQ	0,32	0,21	0,17	0,22	0,30	0,38	0,17	0,18	0,19	0,18	0,18	
	NSE	0,17	0,66	0,77	0,62	0,29	-0,19	0,76	0,73	0,70	0,73	0,74	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,0%	0,2%	0,0%
		Bom	0,0%	1,8%	27,9%	0,9%	0,5%	0,1%	16,7%	13,7%	6,5%	15,1%	8,1%
		Aceitável	0,0%	49,4%	68,6%	36,4%	4,0%	1,3%	79,3%	67,4%	63,6%	68,0%	85,6%
Insatisfatório		100,0%	48,8%	3,5%	62,7%	95,5%	98,5%	4,0%	18,7%	29,9%	16,7%	6,3%	

**Quadro A. 8** - Resultados do ajustamento do modelo na estimativa da altura de água na calibração (MDSelCI).

Estação Hidrométrica	Ajustamento do modelo	n=0,02	n=0,03	n=0,04	n=0,05	n=0,06	n=0,07	n=0,05 e 0,04	n=0,05 e 0,03	n=0,04 e 0,03	n=0,06 e 0,03	n=0,06 e 0,04	
DM	RQEMQ	0,47	0,33	0,21	0,14	0,15	0,22	0,17	0,21	0,27	0,17	0,14	
	NSE	-0,07	0,49	0,79	0,91	0,89	0,77	0,87	0,78	0,66	0,86	0,90	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0%	0,0%	0,0%	58,3%	40,4%	1,4%	21,7%	0,0%	0,0%	17,5%	53,6%
		Bom	0%	0,0%	40,8%	40,0%	59,5%	25,8%	63,6%	35,8%	0,0%	65,3%	43,9%
		Aceitável	0%	0,7%	56,1%	1,7%	0,1%	70,9%	14,6%	60,0%	56,8%	17,1%	2,5%
Insatisfatório		100%	99,3%	3,1%	0,0%	0,0%	1,9%	0,1%	4,2%	43,2%	0,1%	0,0%	
4L	RQEMQ	0,32	0,21	0,17	0,22	0,30	0,39	0,17	0,18	0,19	0,18	0,18	
	NSE	0,17	0,66	0,77	0,62	0,29	-0,20	0,76	0,73	0,70	0,75	0,74	
	Probabilidade ajustamento	Muito Bom	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,1%	0,2%	0,0%
		Bom	0,0%	1,8%	27,9%	0,9%	0,5%	0,1%	16,6%	13,8%	6,5%	19,3%	8,0%
		Aceitável	0,0%	49,5%	68,6%	36,2%	3,9%	1,2%	79,3%	67,4%	63,6%	67,8%	85,5%
Insatisfatório		100,0%	48,7%	3,5%	62,9%	95,6%	98,6%	4,1%	18,6%	29,8%	12,7%	6,5%	



## **ANEXO V – Matrizes de componentes após a rotação**



	Componentes			
	1	2	3	4
Densidade edifícios	,393	<b>,899</b>	-,043	,027
Número de pisos do edifício	,214	<b>,946</b>	-,072	,042
Época de construção dos edifícios	,166	<b>,836</b>	,002	,046
Tipo de estrutura do edifício	,412	<b>,821</b>	-,030	,011
Número de habitantes do sexo masculino	<b>,957</b>	,271	-,019	,000
Número de habitantes do sexo feminino	<b>,959</b>	,271	-,013	,001
Classe etária	<b>,899</b>	,380	-,017	,011
Desemprego	<b>,878</b>	,277	-,030	-,012
Habilitações literárias	<b>,741</b>	,530	-,060	,007
Sector de actividade económica	<b>,961</b>	,091	,017	-,001
Regime de propriedade	<b>,944</b>	,137	,004	,001
Dimensão do agregado familiar	<b>,956</b>	,250	-,002	,004
Urbano	-,058	-,071	<b>,906</b>	-,043
Agrícola	-,046	,092	-,355	<b>,787</b>
Florestal	-,066	,002	-,615	<b>-,624</b>
Evolução do urbana (1990 - 2007)	-,007	-,012	<b>,672</b>	-,157

#### a) Vila Nova de Gaia

	Componentes			
	1	2	3	4
Densidade edifícios	,316	<b>,934</b>	-,047	-,005
Número de pisos do edifício	,142	<b>,963</b>	-,067	-,038
Época de construção dos edifícios	,164	<b>,864</b>	,034	,033
Tipo de estrutura do edifício	,376	<b>,851</b>	-,051	-,028
Número de habitantes do sexo masculino	<b>,958</b>	,243	,021	,018
Número de habitantes do sexo feminino	<b>,962</b>	,239	,031	,032
Classe etária	<b>,866</b>	,392	,009	,035
Desemprego	<b>,859</b>	,125	,024	,041
Habilitações literárias	<b>,694</b>	,588	-,027	-,004
Sector de actividade económica	<b>,956</b>	,054	,057	,030
Regime de propriedade	<b>,927</b>	,233	,033	-,010
Dimensão do agregado familiar	<b>,954</b>	,243	,041	,035
Urbano	,183	-,091	<b>,791</b>	,217
Agrícola	-,039	,018	-,215	<b>-,875</b>
Florestal	,057	,005	-,665	,486
Evolução do urbana (1990 - 2007)	-,022	,000	<b>,689</b>	,128

#### c) Santarém

	Componentes			
	1	2	3	4
Densidade edifícios	,394	<b>,898</b>	-,035	-,004
Número de pisos do edifício	,182	<b>,951</b>	-,076	-,026
Época de construção dos edifícios	,160	<b>,817</b>	,003	-,027
Tipo de estrutura do edifício	,420	<b>,828</b>	-,020	,005
Número de habitantes do sexo masculino	<b>,957</b>	,258	,019	,017
Número de habitantes do sexo feminino	<b>,964</b>	,248	,026	,016
Classe etária	<b>,905</b>	,349	,029	,012
Desemprego	<b>,874</b>	,230	,004	,019
Habilitações literárias	<b>,728</b>	,520	-,038	-,003
Sector de actividade económica	<b>,961</b>	,098	,055	,023
Regime de propriedade	<b>,941</b>	,169	,029	,004
Dimensão do agregado familiar	<b>,959</b>	,222	,037	,010
Urbano	,043	-,041	<b>,892</b>	,029
Agrícola	-,066	,040	-,410	<b>-,766</b>
Florestal	-,024	-,010	-,585	<b>,651</b>
Evolução do urbana (1990 - 2007)	,013	-,033	<b>,641</b>	,106

#### d) Grupo de municípios

	Componentes			
	1	2	3	4
Densidade edifícios	,362	<b>,910</b>	-,050	,003
Número de pisos do edifício	,168	<b>,959</b>	-,082	,030
Época de construção dos edifícios	,089	<b>,865</b>	,014	,046
Tipo de estrutura do edifício	,401	<b>,858</b>	-,065	-,003
Número de habitantes do sexo masculino	<b>,938</b>	,296	,023	-,017
Número de habitantes do sexo feminino	<b>,951</b>	,272	,034	-,011
Classe etária	<b>,850</b>	,406	,036	-,005
Desemprego	<b>,880</b>	,070	,055	-,007
Habilitações literárias	<b>,581</b>	,681	-,010	,019
Sector de actividade económica	<b>,961</b>	,087	,050	-,026
Regime de propriedade	<b>,908</b>	,332	,024	-,009
Dimensão do agregado familiar	<b>,954</b>	,225	,042	-,005
Urbano	,036	-,072	<b>,888</b>	,116
Agrícola	-,094	,045	-,409	<b>,730</b>
Florestal	-,051	-,030	-,418	<b>-,769</b>
Evolução do urbana (1990 - 2007)	,051	-,030	<b>,752</b>	-,088

#### b) Leiria

	Componentes			
	1	2	3	4
Densidade edifícios	,398	<b>,888</b>	-,012	,100
Número de pisos do edifício	,129	<b>,942</b>	-,027	,132
Época de construção dos edifícios	,149	<b>,698</b>	-,047	-,231
Tipo de estrutura do edifício	,404	<b>,866</b>	-,006	,113
Número de habitantes do sexo masculino	<b>,957</b>	,226	-,002	,028
Número de habitantes do sexo feminino	<b>,970</b>	,215	-,010	-,001
Classe etária	<b>,926</b>	,299	-,017	-,026
Desemprego	<b>,894</b>	,182	-,041	-,023
Habilitações literárias	<b>,733</b>	,436	-,063	-,028
Sector de actividade económica	<b>,967</b>	,140	,015	,031
Regime de propriedade	<b>,954</b>	,124	,029	,023
Dimensão do agregado familiar	<b>,964</b>	,175	-,004	-,026
Urbano	-,046	-,003	<b>,835</b>	-,342
Agrícola	-,037	,047	-,085	<b>,789</b>
Florestal	,045	,007	-,510	,401
Evolução do urbana (1990 - 2007)	,061	-,078	<b>,807</b>	,351

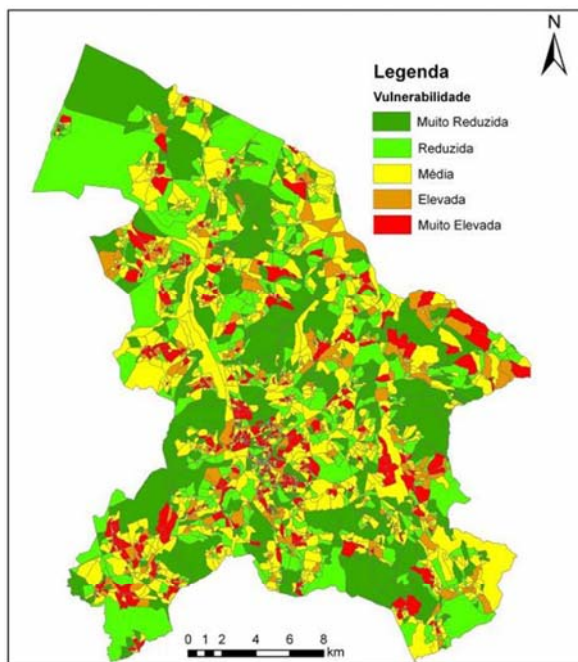
#### d) Cascais

Figura A. 5 - Matrizes de componentes após a rotação.

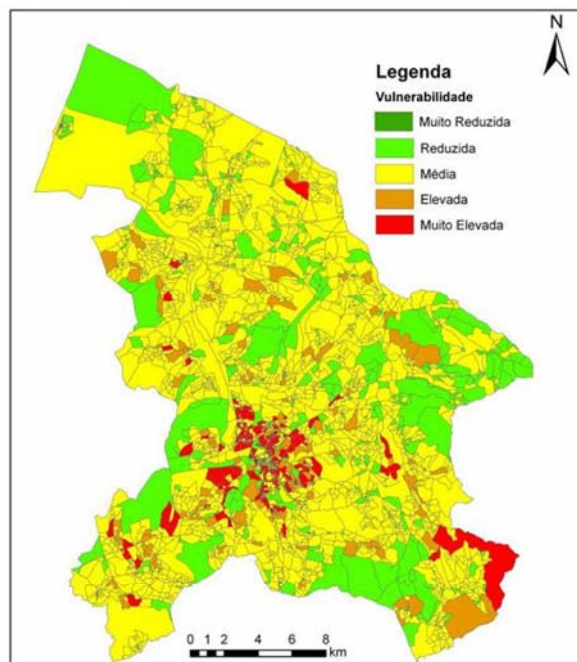


## **ANEXO VI – Mapas de vulnerabilidade à inundação nos municípios**

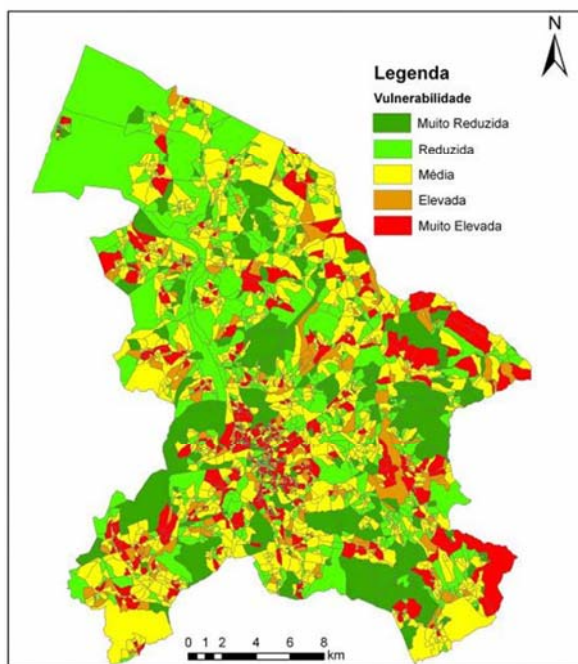




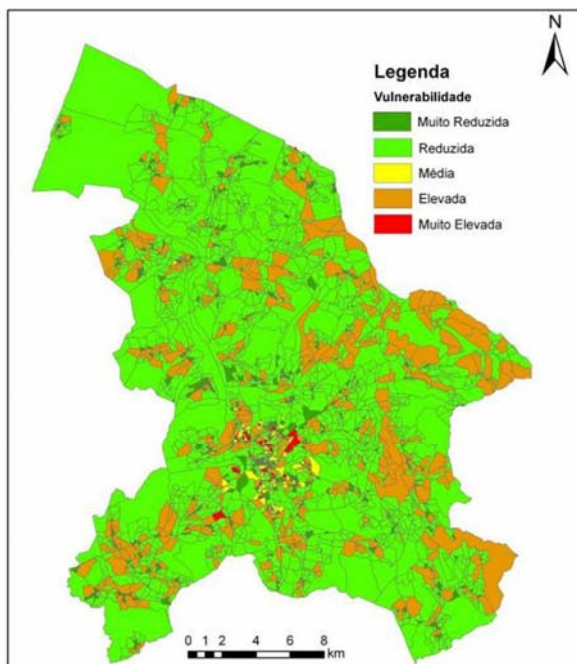
a) A1



b) A2

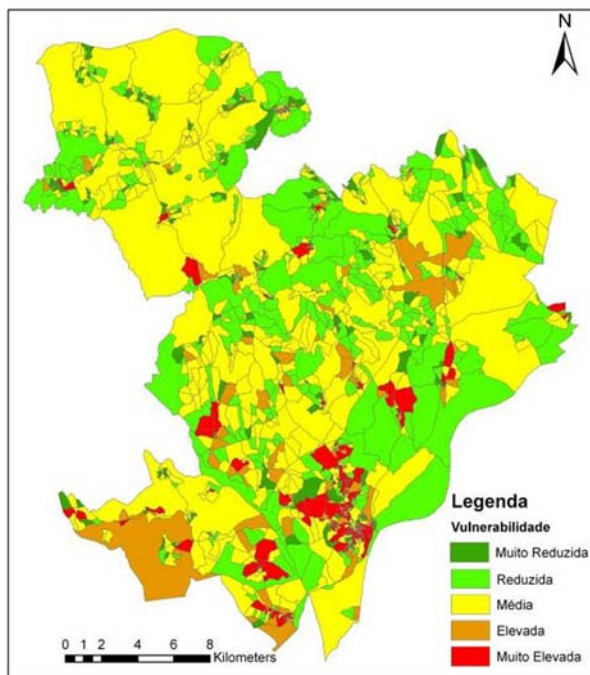


c) A3

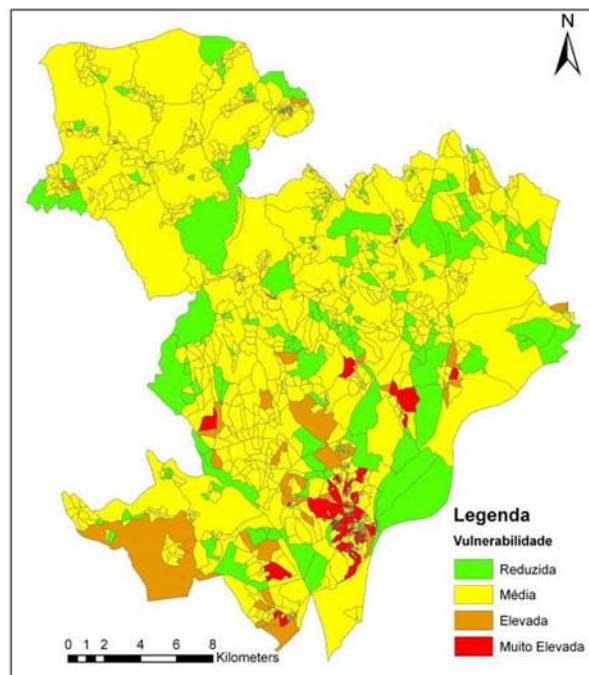


d) A4

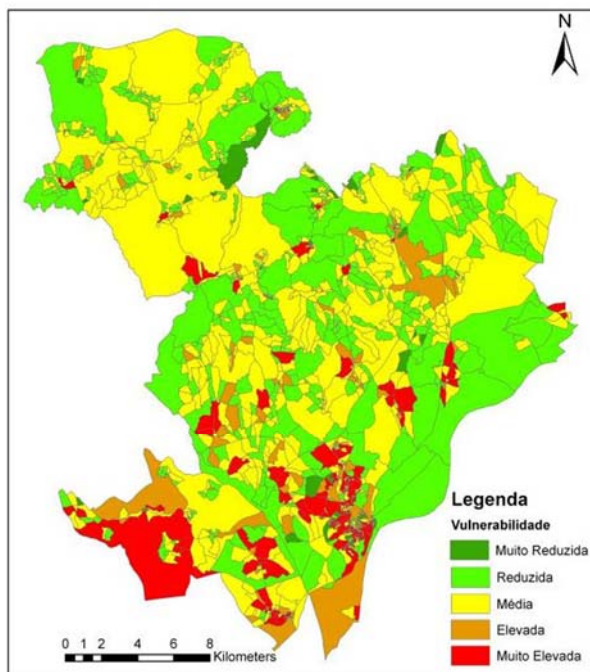
**Figura A. 6** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Leiria (M1), obtido por diferentes métodos de agregação.



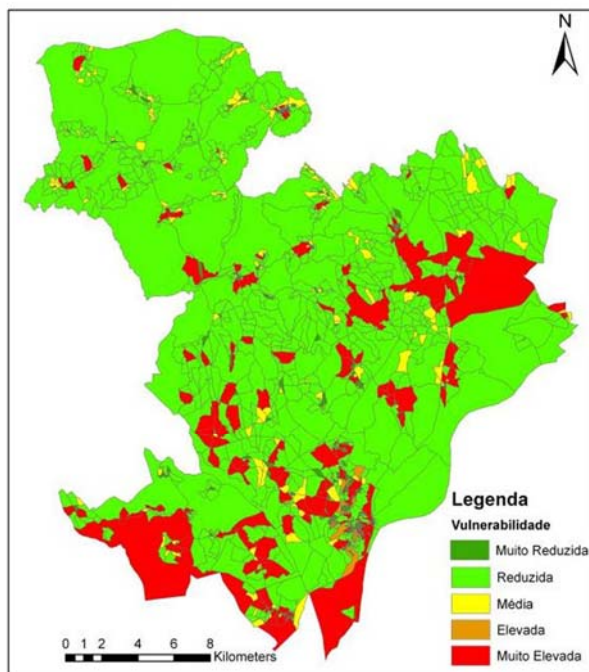
a) A1



b) A2



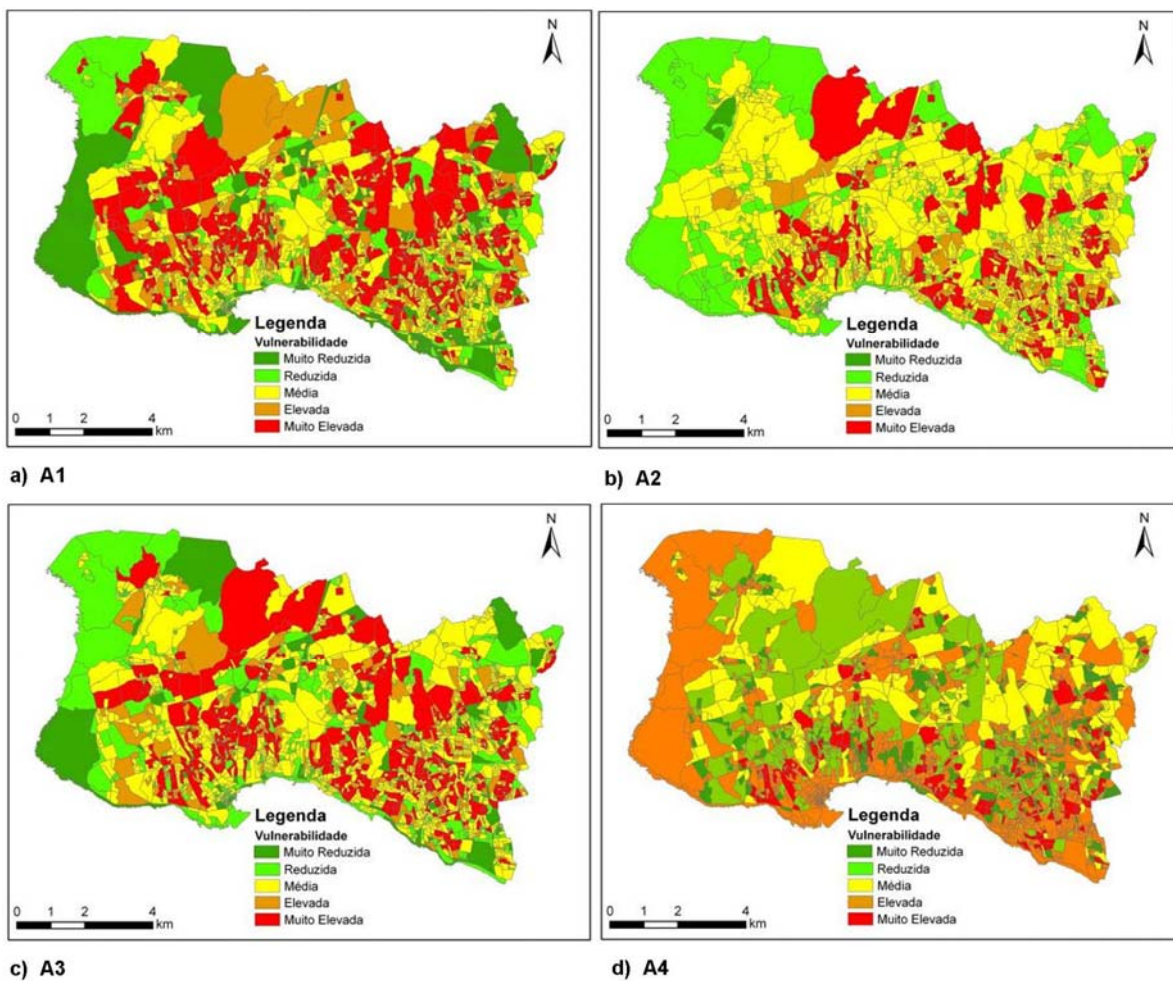
c) A3



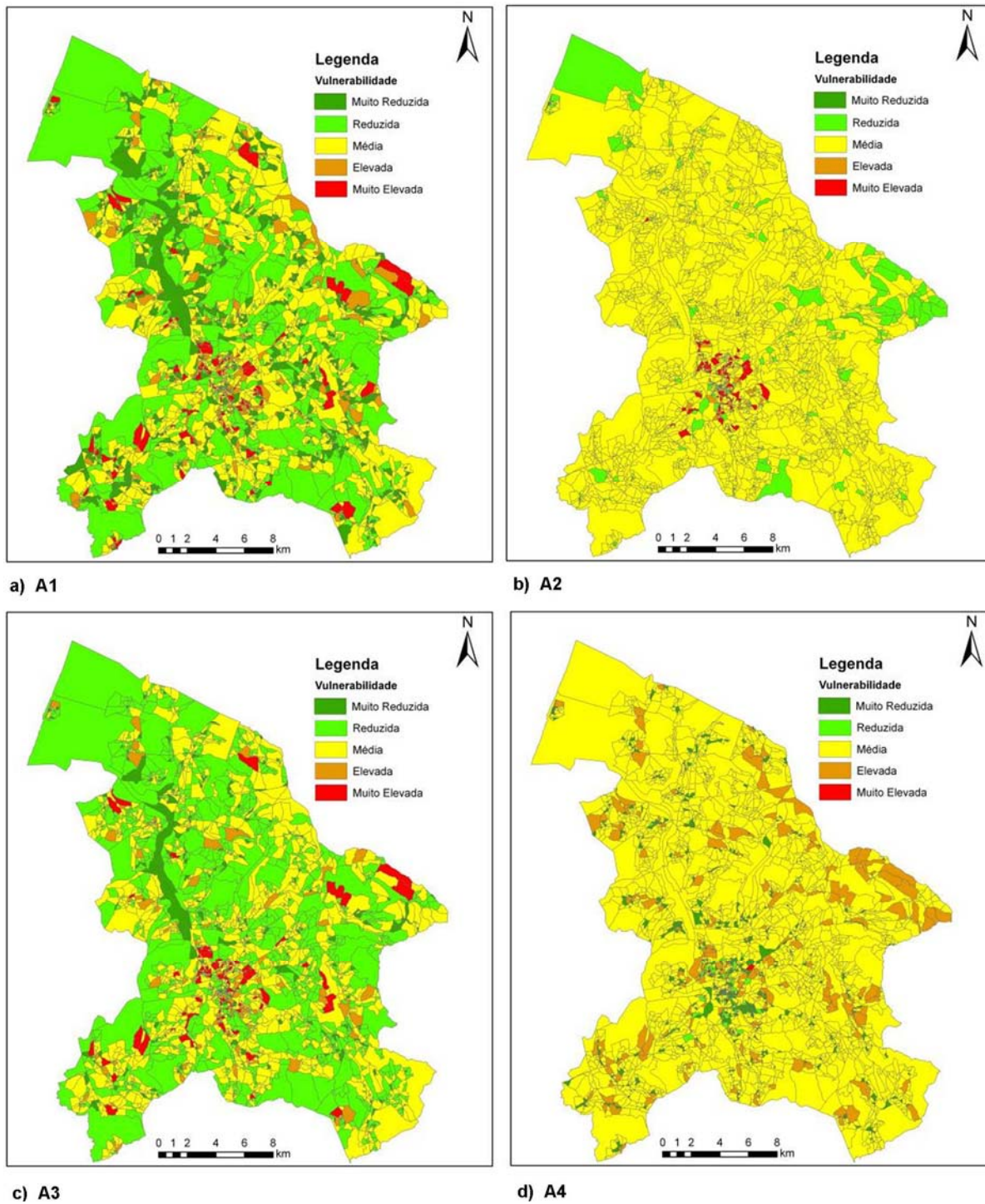
d) A4

**Figura A. 7 - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Santarém (M1), obtido por diferentes métodos de agrega o.**

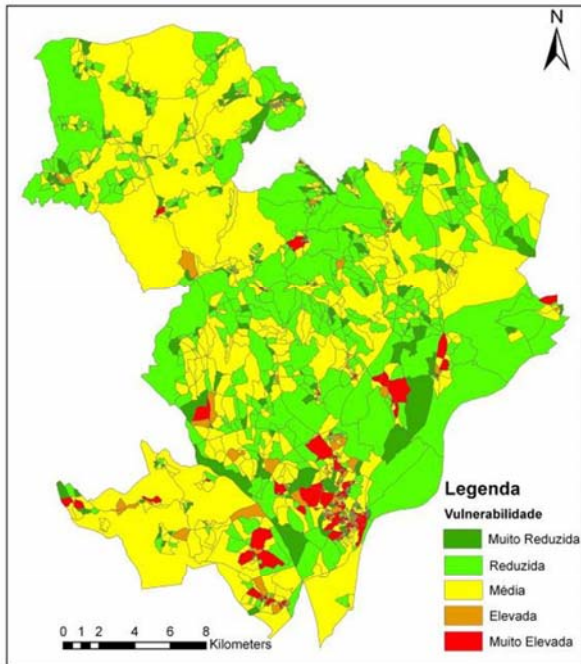




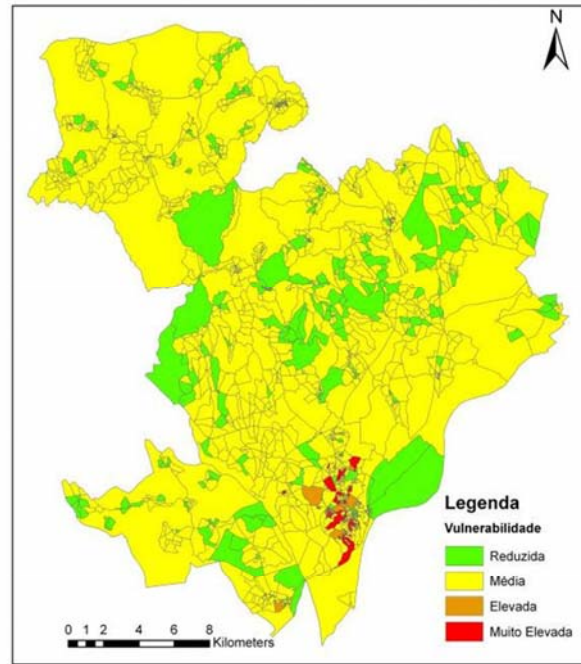
**Figura A. 8** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Cascais (M1), obtido por diferentes métodos de agregação.



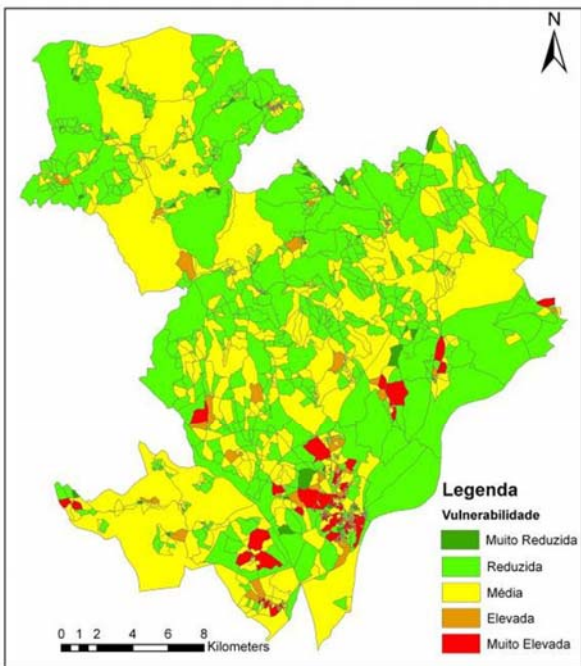
**Figura A. 9 - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Leiria (M4), obtido por diferentes métodos de agrega o.**



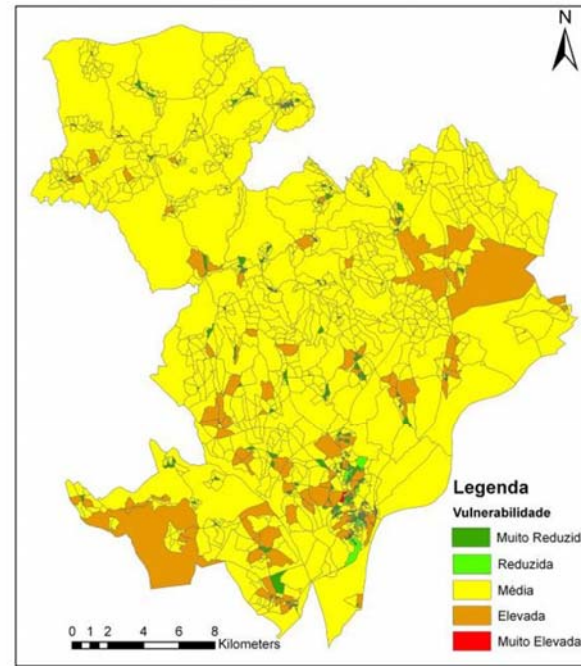
a) A1



b) A2

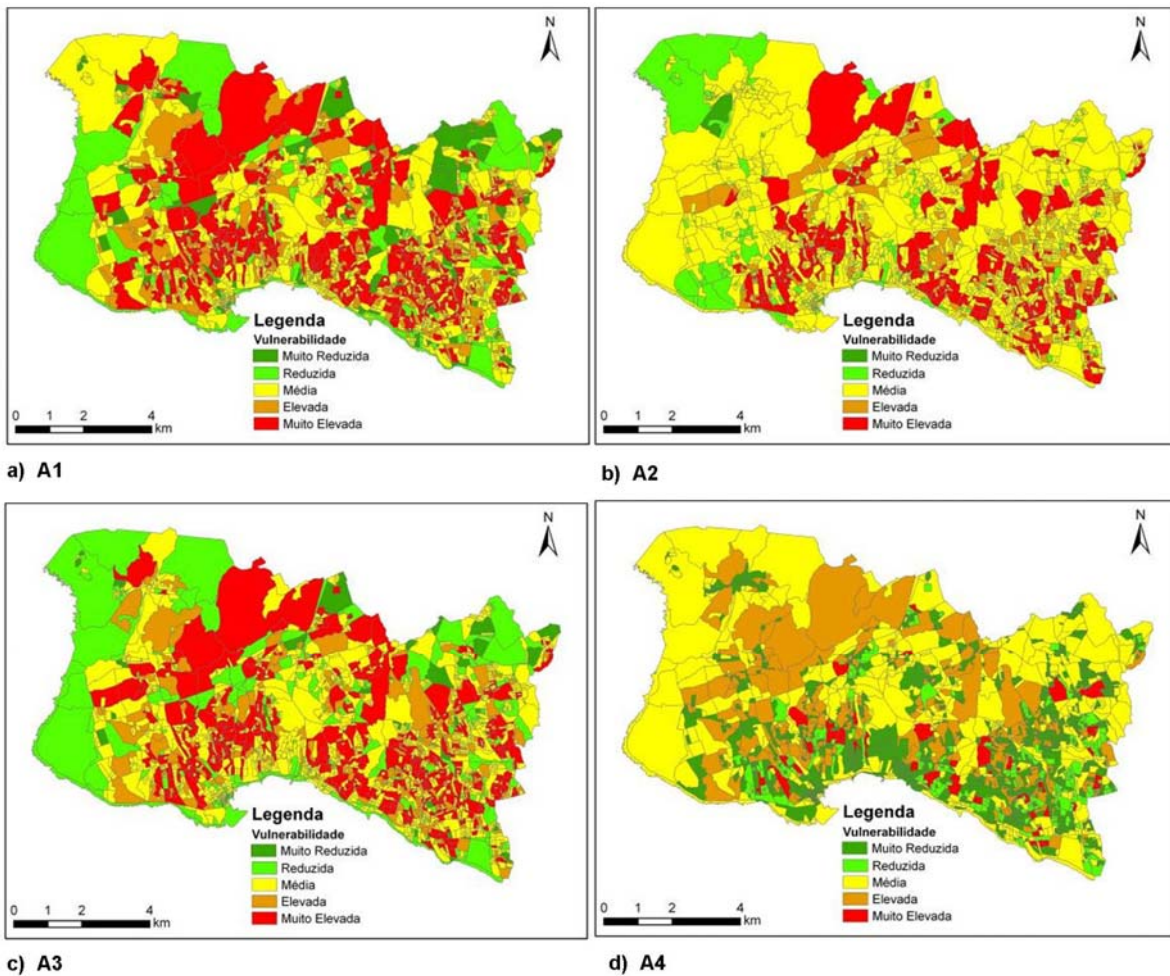


c) A3



d) A4

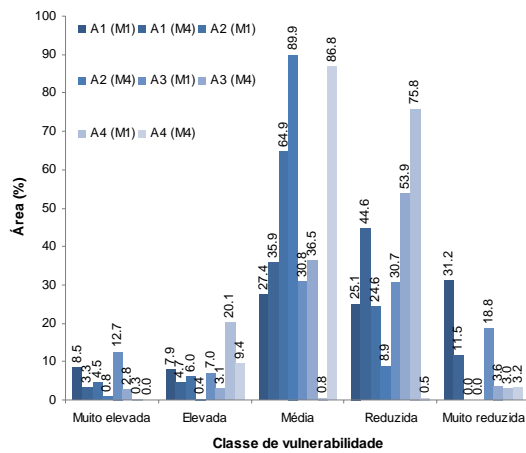
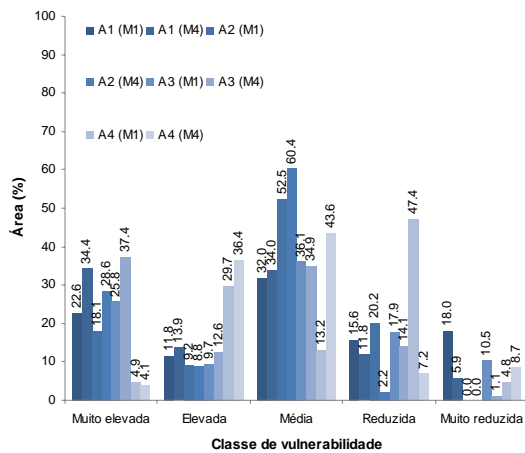
**Figura A. 10** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Santarém (M4), obtido por diferentes métodos de agregação.



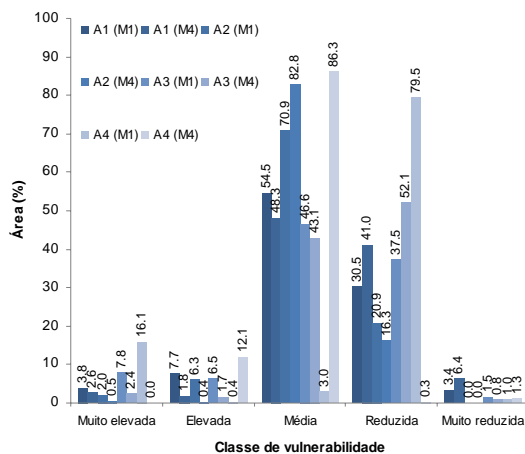
**Figura A. 11** - Índice de vulnerabilidade à inundação no município de Cascais (M4), obtido por diferentes métodos de agregação.

## **ANEXO VII – Área ocupada pelas classes de vulnerabilidade**

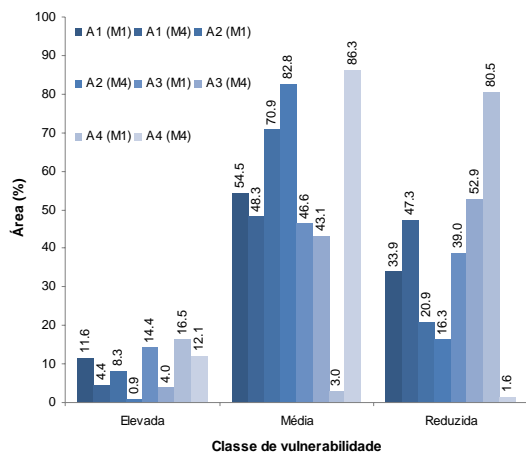




a) Vila Nova de Gaia



b) Leiria



c) Santarém

d) Cascais

Figura A. 12 - Área ocupada pelas classes de vulnerabilidade nos municípios de acordo com os vários métodos de agregação utilizados na construção do FloodVI.

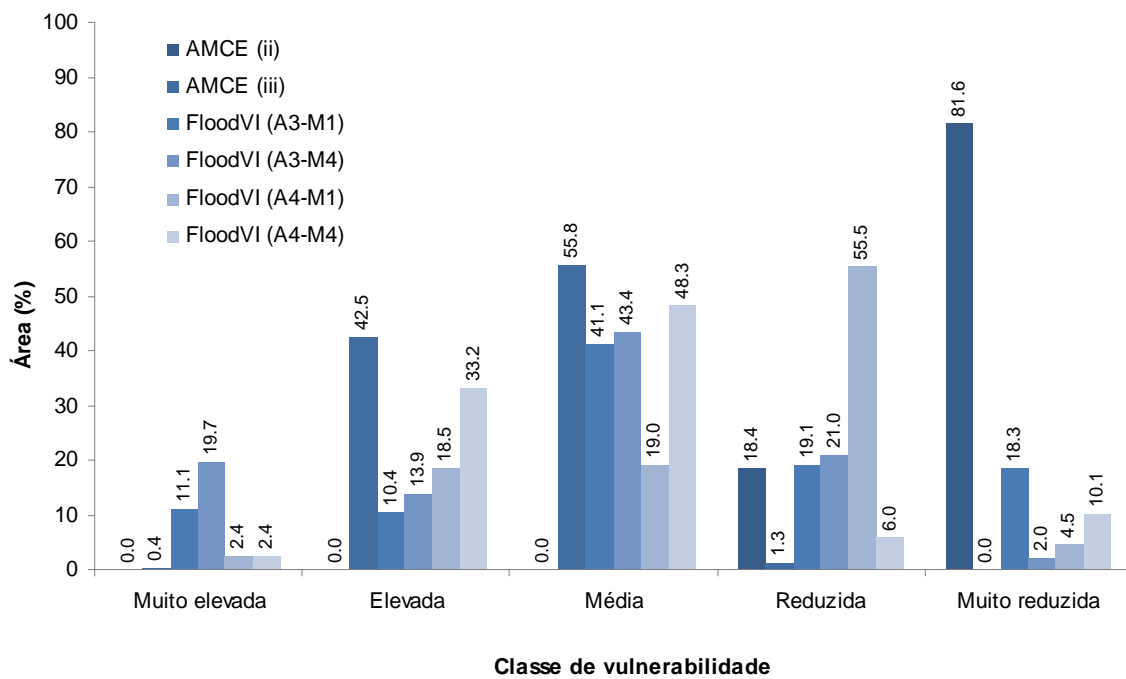


Figura A. 13 - Área ocupada pelas classes de vulnerabilidade à inundação no rio Febros.

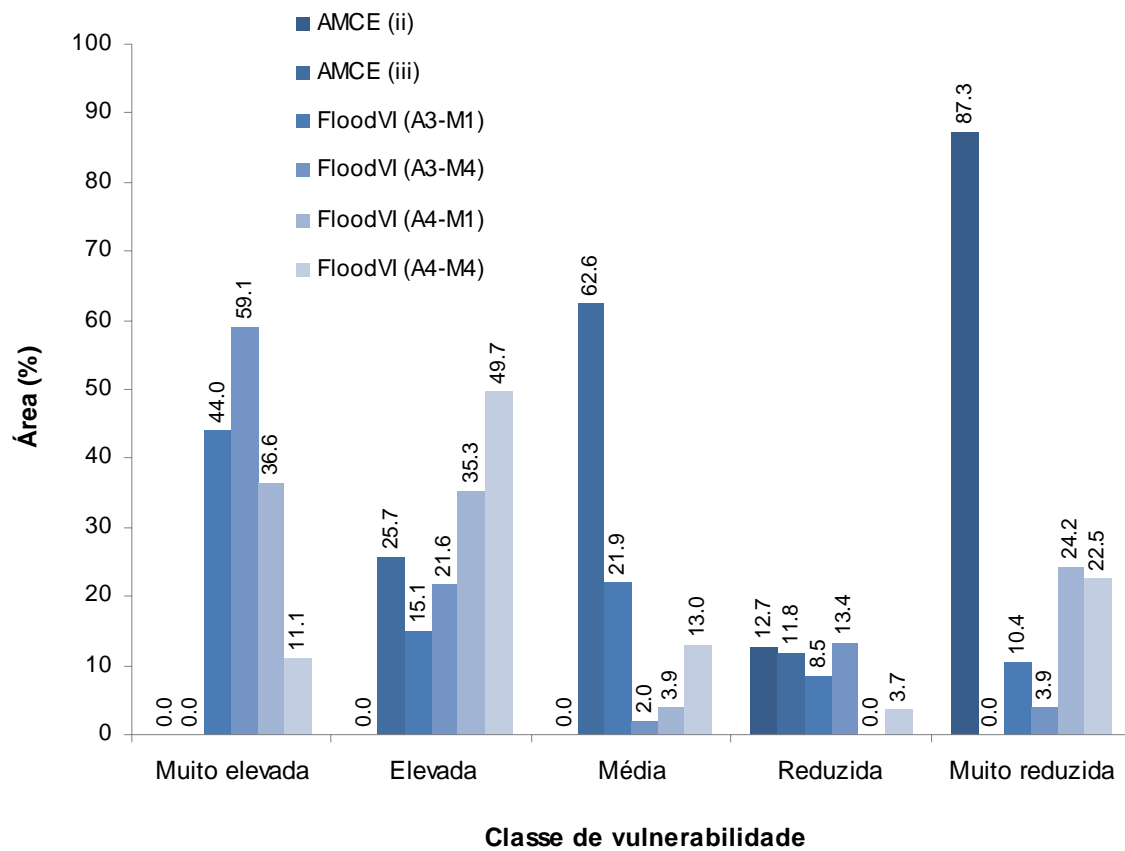


Figura A. 14 -  rea ocupada pelas classes de vulnerabilidade   inundação na urbanização Vila d'Este



## **ANEXO VIII – Zonas sujeitas aos diferentes níveis de risco inundaçãõ**



**Quadro A. 9 - Área em risco de inundação para as várias combinações estudadas no rio Febros.**

		Área em risco de inundação (m <sup>2</sup> )				
		Muito elevado	Elevado	Médio	Reduzido	Muito reduzido
Combinções	5Cii	0	0	10 969	27 284	32 910
	50Cii	0	0	18 857	39 507	41 176
	100Cii	0	0	20 590	43 222	44 992
	500Cii	0	0	24 395	54 519	51 207
	5Ciii	9267	22 560	11 448	27 620	268
	50Ciii	14 251	37 057	13 856	34 262	114
	100Ciii	16 384	40 162	15 089	37 056	113
	500Ciii	19 977	50 587	19 053	40 391	113
	5A3(1)	2628	10 231	20 787	15 387	22 130
	50A3(1)	5386	15 421	31 908	21 342	25 483
	100A3(1)	6314	16 545	35 022	23 908	27 015
	500A3(1)	8458	20 253	42 647	28 062	30 701
	5A3(4)	7386	21 406	12 058	20 316	9997
	50A3(4)	12 086	33 158	15 404	25 549	13 343
	100A3(4)	13 902	34 904	17 882	27 433	14 683
	500A3(4)	16 839	41 589	24 519	30 787	16 387
	5A4(1)	1147	4352	29 393	14 759	21 512
	50A4(1)	3127	8857	44 439	20 274	22 843
	100A4(1)	4205	10 058	48 391	21 714	24 436
	500A4(1)	6064	14 900	57 092	25 348	26 717
5A4(4)	1357	25 560	10 304	32 554	1388	
50A4(4)	3337	41 820	12 593	40 191	1599	
100A4(4)	4415	45 765	13 602	42 930	2092	
500A4(4)	6274	57 158	17 211	47 199	2279	

**Quadro A. 10 - Área em risco de inundação para as várias combinações estudadas na urbanização Vila D'Este**

		Superfície em risco de inundação (m <sup>2</sup> )				
		Muito elevado	Elevado	Médio	Reduzido	Muito reduzido
Combinções	5 Cii	0	0	1090	1188	40 546
	50 Cii	0	0	1175	1858	48 105
	100 Cii	0	0	1213	2500	50 137
	500 Cii	0	0	1342	3914	53 028
	5 Ciii	194	1801	1222	37 322	2285
	50 Ciii	231	2228	3238	43 348	2093
	100 Ciii	259	2553	5214	43 853	1971
	500 Ciii	353	3518	8719	43 966	1728
	5 A3(1)	1792	1159	308	35 664	3901
	50 A3(1)	2203	2427	1035	41 505	3968
	100 A3(1)	2400	3435	1614	42 923	3478
	500 A3(1)	2912	5631	3270	43 170	3301
	5 A3(4)	1984	1145	130	35 664	3901
	50 A3(4)	2404	2690	571	41 560	3913
	100 A3(4)	2700	3734	1015	43 004	3397
	500 A3(4)	3400	6577	1855	43 247	3205
	5 A4(1)	61	252	15	15 356	27 140
	50 A4(1)	100	917	29	18 618	31 474
	100 A4(1)	121	1244	51	20 362	32 072
	500 A4(1)	281	1922	442	22 342	33 297
5 A4(4)	61	252	1971	14 060	26 480	
50 A4(4)	100	917	2470	17 237	30 414	
100 A4(4)	121	1244	2843	18 747	30 895	
500 A4(4)	281	1941	3588	21 915	30 559	