

Estudo Hidrológico da Bacia de Alenquer

com recurso ao modelo SWAT

Artur Ricardo Afonso Costeira

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador(es): Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira
 Doutor Paulo Guilherme Martins de Melo Matias

Presidente: Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil,
Professora auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Vogais: Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira, Professora
associada do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;
 Doutor Rui Pedro Guerreiro Duarte Rivaes da Silva, Investigador Júnior
do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Agradecimentos

Primeiramente, gostaria de agradecer à professora Maria do Rosário Cameira, pela proposta desafiante do tema desta dissertação, que me abriu os horizontes ao nível informático, agronómico e ambiental. Agradeço verdadeiramente também pela paciência e compreensão e por me ter guiado, especialmente, com os seus conhecimentos agronómicos.

Ao professor Paulo Matias, pelo seu rigor e atenção em todos os aspetos e pela ajuda e conhecimento hidrológico.

À professora Teresa Ferreira pelo convite para assistir às aulas de introdução ao modelo SWAT e ao Doutor Rui Rivaes por as ter lecionado e pela disponibilidade para esclarecer qualquer dúvida sobre o modelo.

À universidade BOKU, em Viena, por me ter proporcionado a realização do curso de SWAT-CUP e ao Doutor Karim Abbaspour que lecionou e orientou na realização dos procedimentos do SWAT-CUP.

À minha mãe pela preocupação constante e por estar sempre pronta a apoiar-me no que for necessário.

Aos meus amigos, especialmente à Lídia Pereira e à Maria Carolina Rodrigues, por nunca terem desistido de mim e por estarem sempre dispostos a ajudar-me.

À minha namorada, Joana Morgado, pelo apoio incessante e pela paciência gentil. A razão pela qual nunca desisti desta dissertação. A pessoa que me acompanhou durante todo o percurso da dissertação, o ombro na qual eu podia repousar. Agradeço profundamente do meu coração.

Resumo

Apesar dos programas de Mitigação e Diretivas emitidos pela Comunidade Europeia para a melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, os relatórios dos Estados-Membros sobre a condição das mesmas mostram ter sido insuficientes. Uma razão apontada é a delimitação inadequada das Zonas Vulneráveis aos Nitratos. É necessário desenvolver metodologias para a correta delimitação destas zonas, considerando as direções e sentidos dos escoamentos das áreas envolventes. Esta dissertação visa contribuir para a melhoria na delimitação da Zona Vulnerável do Tejo (ZVT) analisando o balanço hidrológico da bacia de Alenquer, localizada a montante, e da identificação dos principais fluxos de escoamento, potenciais transportadores dos nitratos. O modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi calibrado para as sub-bacias, Barnabé e Ota, com recurso a séries de dados meteorológicos, hidrológicos, ocupação cultural e práticas agrícolas. Os caudais médios mensais nas secções de jusante das sub-bacias foram simulados com eficiências de 0,83 e 0,93 (coeficiente de Nash-Sutcliffe) para Barnabé e Ota, respetivamente. O modelo respondeu satisfatoriamente a diferentes condições de fronteira, práticas agronómicas e aos anos secos e húmidos. Os parâmetros obtidos foram posteriormente regionalizados para a bacia de Alenquer.

Os resultados mostram aproximadamente 5 % da água percolada da zona radical atinge o aquífero confinado, destinando-se maior percentagem à recarga do aquífero freático. Esta apresenta os valores médios (30 anos) de 220 e 93 mm, para estações húmida e seca, respetivamente. Da quantidade de água que atinge o aquífero freático, 23 % alimenta os cursos de água como escoamento de base.

Conclui-se que o impacto da Bacia de Alenquer sobre as águas superficiais da ZVT pode ser significativo, o que suporta a realização de trabalhos futuros para re-delimitação da ZVT, com base nas estimativas da recarga dos aquíferos e dos escoamentos superficiais e de base, em vez dos limites administrativos.

Palavras-Chave: Bacia Hidrográfica do Tejo, Zona Vulnerável aos Nitratos, recarga do aquífero, escoamento de base, modelo semi-distribuído.

Abstract

Despite the Mitigation programs and Directives issued by the European Community to improve the quality of surface and groundwater, member states' reports show that the measures have been insufficient. One of the reasons pointed out is the unsuitable delimitation of nitrate vulnerable zones. Methodologies are needed to properly delimit the vulnerable areas considering directions of flows from surrounding areas. This dissertation aims to contribute to the improvement of the Tagus Vulnerable Zone's delimitation through the analysis of the hydrological balance of the Alenquer basin, located upstream, performed with a hydrological model, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). The model was calibrated for the sub-basins of Barnabé and Ota, using observed meteorological, hydrological, land occupation data and agricultural practices (fertilization and irrigation). The monthly average flows in the river sections were simulated with modeling efficiencies (Nash-Sutcliffe coefficient) of 0.83 and 0.93 for Barnabé and Ota, respectively. The model responded satisfactorily to different boundary conditions, in particular the different land occupations of the two sub-basins and the dry and wet years. The calibrated parameters were then upscaled to the Alenquer Basin.

Results show that about 5% of the water percolated from the rootzone reaches the deep aquifer. The highest percentage will recharge the surface aquifer, corresponding to 220 and 93 mm for the wet and dry seasons, respectively (average of 30 years). Of the total amount of water that reaches the surface aquifer annually, 23% will feed the water course as base runoff. As a result, in the Alenquer Basin the potential impact on surface water quality will be higher as compared to the groundwater. Results support the need for further studies for the adjustment of the delimitation of the vulnerable zone according to the surface and subsurface flows within the watershed, instead of following administrative boundaries as it is now.

Key-Words: Tagus Watershed, Nitrate Vulnerable Zone, aquifer recharge, base runoff, semi-distributed model.

Conteúdo

1	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento do tema.....	1
1.2	Objetivos.....	2
1.3	Estrutura da dissertação.....	2
2	Revisão bibliográfica.....	4
2.1	As Zonas Vulneráveis a Nitratos.....	4
2.1.1	Definição.....	4
2.1.2	A problemática da delimitação das zonas vulneráveis.....	6
2.2	A Bacia Hidrográfica do Tejo.....	7
2.2.1	Localização geográfica da bacia do Tejo.....	7
2.2.2	População residente.....	7
2.2.3	Clima.....	8
2.2.4	Os solos e a sua ocupação.....	8
2.2.5	Principais massas de água na bacia hidrográfica do Tejo.....	9
2.2.6	Principais pressões sobre a quantidade e a qualidade da água.....	10
2.3	Modelação Hidrológica de Bacias Hidrográficas.....	12
2.4	Modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT).....	14
2.4.1	Aspetos Gerais.....	14
2.4.2	Componentes no modelo SWAT.....	15
2.4.3	Calibração e Avaliação do modelo SWAT.....	23
2.4.4	Indicadores de desempenho das simulações.....	24
2.4.5	Estudos realizados com o modelo SWAT.....	25
3	Materiais e Métodos.....	28
3.1	Área de estudo.....	28
3.2	Dados utilizados e a sua origem.....	28
3.3	Metodologia para a seleção das sub-bacias a modelar.....	31
3.3.1	Delimitação das sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Tejo.....	31
3.3.2	Seleção de bacias com parte integrante na Zona Vulnerável aos Nitratos.....	32
3.3.3	Seleção das sub-bacias com dados meteorológicos e de escoamento.....	33
3.4	Definição e caracterização das sub-bacias de Barnabé e da Ota.....	36
3.4.1	Delimitação das bacias e das sub-bacias.....	36
3.4.2	Construção das Unidades de Resposta Hidrológica.....	37
3.5	Dados meteorológicos.....	39
3.5.1	Estações meteorológicas.....	39
3.5.2	Programa WGEN.....	40
3.6	Criação da Base de Dados.....	40
3.7	Gestão do Uso do Solo.....	40
3.7.1	Áreas agrícolas.....	41
3.7.2	Usos não agrícolas.....	46
3.8	Alteração de parâmetros na base de dados do SWAT.....	46
3.8.1	Linha de água principal.....	46
3.8.2	Escoamento superficial e evapotranspiração.....	48
3.8.3	Uso do Solo/Culturas.....	48
3.9	Execução do modelo SWAT.....	48
3.10	SWAT – Calibration Uncertainty Programs (SWAT-CUP).....	49
3.10.1	Análise de sensibilidade.....	49
3.10.2	Calibração e Validação do modelo.....	50
3.10.3	Simulação do comportamento da bacia de Alenquer.....	51

4	Resultados e Discussão.....	53
4.1	Distribuição espacial das culturas e das práticas agronómicas	53
4.2	Caudais médios mensais simulados pelo SWAT na fase de pré calibração	53
4.2.1	Bacia de Barnabé.....	54
4.2.2	Bacia de Ota	55
4.3	Análise de Sensibilidade	56
4.3.1	Intervalos de variação dos parâmetros das Bacias de Barnabé e Ota.....	56
4.3.2	Bacia de Barnabé.....	57
4.3.3	Bacia de Ota	57
4.4	Calibração e Validação	58
4.4.1	Bacia de Barnabé.....	58
4.4.2	Bacia de Ota	60
4.5	Regionalização (<i>upscaling</i>) dos parâmetros para a bacia de Alenquer.....	63
4.6	Separação das componentes do escoamento.....	64
4.7	Análise do balanço hidrológico para a bacia de Alenquer	69
4.8	Evolução temporal e transporte de Nitratos.....	71
4.8.1	Azoto nítrico na zona radical	71
4.8.2	Nitratos na água do solo	72
5	Conclusões e perspetivas futuras	78
6	Bibliografia	81
7	Anexo.....	92

Índice de figuras

Figura 2.1 – Zonas Vulneráveis a Nitratos em Portugal Continental (Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, sem data).	5
Figura 2.2 – Limites da zona Vulnerável do Tejo (adaptado de Direção Regional de Agricultura e Pescas de Lisboa e Vale do Tejo, 2018).	6
Figura 2.3 – a) Localização da Bacia Hidrográfica do Tejo em Portugal continental; b) Principais sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Tejo, com os respetivas linhas de água.	7
Figura 2.4 – Clima de Portugal Continental, segundo a classificação de Köppen-Geiger. Precipitações e temperaturas anuais médias de 1971 a 2000 na Bacia do Tejo das estações de Lisboa e Évora (adaptado de IPMA, 2019).	8
Figura 2.5 – a) Grupos de solos; b) Ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Tejo.	9
Figura 2.6 – Massas de água subterrâneas existentes na Bacia Hidrográfica do Tejo.	9
Figura 2.7 – a) Instalações de prevenção e controlo integrado de poluição (PCIP) com rejeição nos recursos hídricos da RH5 (adaptado de Lacasta <i>et al.</i> (2016a)); b) Percentagem das pressões de azoto nos vários setores na BHT.	11
Figura 2.8 – ETAR por classe de dimensionamento na RH5 (adaptado de Lacasta <i>et al.</i> (2016a)).	12
Figura 2.9 – Classificação de modelos hidrológicos (adaptado de Godara <i>et al.</i> (sem data), Jajarmizad <i>et al.</i> (2012) e Sitterson <i>et al.</i> (2017)).	13
Figura 2.10 – Esquema da fase “ <i>Land Phase</i> ” no modelo SWAT (adaptado de Neitsch <i>et al.</i> (2011)).	14
Figura 2.11 – “ <i>Routing Phase</i> ” no modelo SWAT (adaptado de Neitsch <i>et al.</i> , 2011).	15
Figura 2.12 – Bacia hidrográfica, Sub-bacia e unidade de resposta hidrológica (HRU) no modelo SWAT (adaptado de Y. Zhang <i>et al.</i> , 2017).	15
Figura 2.13 – Balanço Hídrico utilizado no modelo SWAT (adaptado de Abbaspour, 2015)	16
Figura 2.14 – Aquíferos confinados e não confinados (adaptado de Neitsch <i>et al.</i> , 2011).	19
Figura 2.15 – Fluxo de água a partir do aquífero freático (adaptado de Vazquez-Amábile & Engel, 2005).	19
Figura 3.1 – BHT com as suas sub-bacias consideradas no início do presente estudo e sua localização relativamente à Zona Vulnerável do Tejo.	28
Figura 3.2 – a) MDT da bacia do Rio Tejo (unidades em metro); b) Sub-bacias geradas pelo SWAT.	32
Figura 3.3 – BHT com sub-bacias parcialmente contidas na ZVN e respetivas estações hidrométricas.	32
Figura 3.4 – a) Estações meteorológicas da APA e do IPMA na Bacia Hidrográfica do Tejo; b) estações meteorológicas e respetiva área de influência (Thiessen) na sub-bacia de Barnabé (Alenquer).	34
Figura 3.5 – Teste da evolução temporal do escoamento médio anual na Estação Ponte Ribeira Pernes (17F/03), para um nível de significância de 0,05 (intervalo de confiança de 95 %); Série homogénea.	35

Figura 3.6 – Localização das Estações Meteorológicas utilizadas para modelar as bacias em estudo.	40
Figura 3.7 – Ocupação agrícola nas três bacias em estudo.....	41
Figura 3.8 – Percentagem dos usos não agrícolas relativos à área total de área não agrícola das bacias.	46
Figura 3.9 – a) Estação Ponte Barnabé (19C/02); b) Zona da estação Ponte Ota (19D/04).	47
Figura 3.10 – Exemplo de janela inicial do modelo SWAT de configuração e execução.	49
Figura 3.11 – Bacia de Alenquer e sub-bacias de Barnabé e Ota, com as respetivas linhas de água principais e localização das estações que forneceram os dados para a calibração e validação.	51
Figura 4.1 – Distribuição espacial de: a) culturas, b) dotação anual de rega, e c) taxa de aplicação de N na bacia hidrográfica de Alenquer no ano 2012.	53
Figura 4.2 – Séries temporais (1985 a 1989) de caudal médio mensal observado e simulado (pré calibração) para a Bacia de Barnabé e índices estatísticos da simulação (R^2 é o coeficiente de determinação, NSE é o índice de Nash-Sutcliffe e PBIAS é a percentagem de viés). O mês zero corresponde a dezembro de 1984.	54
Figura 4.3 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado na fase pré calibração da bacia de Barnabé.	55
Figura 4.4 – Séries temporais (1983 a 1987) de caudal médio mensal observado e simulado (pré- calibração) para a Bacia da Ota e índices estatísticos da simulação (R^2 é o coeficiente de determinação, NSE é o índice de Nash-Sutcliffe e PBIAS é a percentagem de viés). O mês zero corresponde a dezembro de 1982.	55
Figura 4.5 – Comparação entre o escoamento observado e simulado na fase pré calibração da bacia de Ota.	55
Figura 4.6 – Primeira fase de calibração da bacia de Barnabé	59
Figura 4.7 – Séries de caudal médio mensal observado e simulado após a calibração do modelo, com os índices estatísticos para os períodos de Calibração (1985 a 1989) e Validação (1990 a 1991) e a precipitação total mensal (Bacia de Barnabé). O mês zero corresponde a dezembro de 1984.	59
Figura 4.8 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado após calibração da bacia de Barnabé.	60
Figura 4.9 – Primeira fase de calibração da bacia de Ota.	61
Figura 4.10 – Séries de caudal médio mensal observado e simulado após a calibração do modelo, com os índices estatísticos para os períodos de Calibração (1983 a 1987) e Validação (1988 a 1999) e a precipitação total mensal (Bacia de Ota). O mês zero corresponde a dezembro de 1982.	61
Figura 4.11 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado após calibração da bacia de Ota.	62
Figura 4.12 – Localização das sub-bacias 35 e 87.	64

Figura 4.13 – Fluxos anuais nas sub-bacias a) 35, com ocupação do solo predominantemente florestal e b) 87, com ocupação do solo predominantemente de culturas agrícolas de primavera-verão.....	65
Figura 4.14 – Escoamento nos anos secos 1991 e 1992: a) repartição das entradas de água (rega e precipitação) pelos diferentes fluxos: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a montante (35) da bacia de Alenquer.	66
Figura 4.15 – Escoamento nos anos húmidos 1996 e 1997: a) repartição das entradas de água (rega e precipitação) pelos diferentes fluxos: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a montante (35) da bacia de Alenquer. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).....	67
Figura 4.16 – Fluxo total para o rio (escoamento superficial + escoamento de base) em anos secos e em anos húmidos na sub-bacia mais a jusante da bacia de Ota (sub-bacia 35).	67
Figura 4.17 – Escoamento nos anos secos 1991-1992: a) separação dos inputs rega e precipitação nos diferentes tipos de escoamento: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a jusante (87) da zona SOB. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).	68
Figura 4.18 – Escoamento nos anos húmidos 1996-1997: a) separação dos inputs rega e precipitação nos diferentes tipos de escoamento: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a jusante (87) da zona de SOB. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).	68
Figura 4.19 – Escoamento total para o rio (escoamento superficial + escoamento de base) em anos secos e em anos húmidos na sub-bacia mais a jusante da bacia de Ota (sub-bacia 35).....	69
Figura 4.20 – Distribuição das saídas de água do balanço hídrico na zona radical: evapotranspiração (ET), Percolação da zona radical (Pzr) e escoamento superficial (Es), como percentagem do total de saídas. Bacia hidrográfica de Alenquer, ano 2012.	70
Figura 4.21 – Evolução temporal da concentração média anual de nitratos no solo (kg N ha^{-1}) simulada para os anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na Bacia de Alenquer.	72
Figura 4.22 – Carga anual de nitratos por unidade de área, transportados no escoamento superficial para o rio, durante o período 1993 a 2012, na Bacia de Alenquer.	73
Figura 4.23 – Percentagem da quantidade de nitratos transportados por escoamento superficial nos anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na bacia de Alenquer, por uso do solo. (GRAP – Vinha; AGRL – agricultura genérica; POTA – Batateiras; CORN – Milho; DWHT – Trigo Duro; APPL – Macieira; RICE – Arrozais; RICZ – Arrozais na ZVT; FRST – Floresta mista; OAK – Carvalho; PINE – Pinheiro; NOCR – Zona rural e urbana).....	74
Figura 4.24 – Evolução temporal de nitratos transportados por escoamento superficial (kg N ha^{-1}) para os anos 1988, 1996, 2004 e 2012, na bacia de Alenquer.....	75
Figura 4.25 – Lixiviação anual de nitratos para baixo da zona radical das culturas. Bacia de Alenquer.	76

Figura 4.26 – Percentagem da quantidade de nitratos transportados por lixiviação nos anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na bacia de Alenquer por uso do solo. (GRAP – Vinha; AGRL – agricultura genérica; POTA – Batateiras; CORN – Milho; DWHT – Trigo Duro; APPL – Macieira; RICE – Arrozais; RICZ – Arrozais na ZVT; FRST – Floresta mista; OAK – Carvalho; PINE – Pinheiro; NOCR – Zona rural e urbana).	76
Figura 4.27 – Evolução temporal da lixiviação de nitratos (kg N ha^{-1}) para os anos 1990, 1997, 2006 e 2012, na Bacia de Alenquer.	77
Figura A7.1 – Teste da evolução temporal do escoamento médio anual na (a) - Estação de Penedos Alenquer (19C/01H); (b) - Estação de Pte. Barnabé (19C/02H); (c) - Estação de Pte. da Ota (19D/04); (d) - Estação de Pte. Alenquer (19C/03H); (e) - Estação de Pte. Nova (17F/02); (f) - Estação de Pernes Canal (17F/05); (g) - Estação de Pte. Canha (21F/01); (h) - Estação de C.N.F. T-T. Novas (17F/01) e (i) - Estação de Pte. Sto. Estevão, para um nível de significância de 0,05 (intervalo de confiança de 95 %) - série homogénea.....	94
Figura A7.2 – Esquema do sistema da Macro para introdução dos processos de rega no modelo SWAT.	105
Figura A7.3 – Esquema de comandos do SWAT-CUP usando o método de calibração SUFI-2 (fonte adaptada de Rouholahnejad <i>et al.</i> 2012).	106

Índice de Quadros

Quadro 2.1 – Evolução da População residente na RH5 e em Portugal Continental entre 1981 e 2013 (adaptado de Lacasta <i>et al.</i> , 2016b).....	8
Quadro 2.2 – Principais fontes de pressão na quantidade de água nos aquíferos da RH5 por setor (adaptado da APA, 2016)	10
Quadro 2.3 – Principais fontes de pressão na qualidade de água da RH5 por setor (adaptado de (Lacasta <i>et al.</i> , 2016a)).....	10
Quadro 2.4 – Carga rejeitada pelas ETAR por categoria de massas de água na RH5 (adaptado de Lacasta <i>et al.</i> , 2016a)	11
Quadro 2.5 – Estimativa da carga difusa proveniente da agricultura na RH5 (adaptado de Lacasta <i>et al.</i> , 2016a).....	12
Quadro 2.6 – Alguns indicadores estatísticos com respectiva classificação para valores mensais de caudais (adaptado das fontes Moriasi <i>et al.</i> , 2007, 2015)	25
Quadro 2.7 – Resumo de estudos publicados utilizando o modelo SWAT	26
Quadro 3.1 – Fontes <i>online</i> utilizadas na recolha de informação	30
Quadro 3.2 – Resumo do delineamento das sub-bacias das bacias de Alenquer, Barnabé e Ota.....	37
Quadro 3.3 – Reclassificação do declive no SWAT para as bacias eleitas.....	38
Quadro 3.4 – Quadro resumo das Estações Meteorológicas utilizadas	39
Quadro 3.5 – Datas de sementeira/início do crescimento para cada grupo de culturas	41
Quadro 3.6 – Azoto proveniente de efluentes pecuários nas bacias em estudo.....	43
Quadro 3.7 – Consumos e eficiências de rega para o ano de referência de 2006/2007	44
Quadro 3.8 – Datas de colheita para o tipo de uso do solo agrícola	45
Quadro 3.9 – Parâmetros estatísticos relativos à estimativa do <i>n</i> de Manning	47
Quadro 3.10 – Períodos de tempo utilizados nas diferentes fases da modelação.....	49
Quadro 4.1 – Valores limite superior e inferior dos parâmetros considerados nas fases de análise de sensibilidade e calibração para as Bacias de Barnabé e da Ota.....	56
Quadro 4.2 – Parâmetros e respetivos <i>p-value</i> utilizados na Bacia de Barnabé.....	57
Quadro 4.3 – Parâmetros e respetivos <i>p-value</i> utilizados na calibração na Bacia de Ota.....	58
Quadro 4.4 – Parâmetros utilizados na calibração do modelo para a Bacia de Barnabé, intervalo de valores utilizados nas iterações e valor resultante calibrado	60
Quadro 4.5 – Parâmetros utilizados na calibração do modelo para a Bacia de Ota, intervalo de valores utilizados nas iterações e valor resultante calibrado.....	62
Quadro 4.6 – Atribuição de valores aos parâmetros da zona SOB na bacia de Alenquer	63
Quadro 4.7 – Componentes do balanço hidrológico para a bacia de Alenquer de acordo com a estação Húmida e estação Seca (médias anuais do período 1983 a 2012)	69
Quadro A7.1 – Dados existentes nas estações hidrométricas das sub-bacias	92
Quadro A7.2 – Estações influentes nas bacias em estudo na RH5	93
Quadro A7.3 – Testes de Aleatoriedade das estações de escoamento.....	95
Quadro A7.4 – Testes de Aleatoriedade das estações de precipitação	96

Quadro A7.5 – Adaptação da classificação dos solos do Atlas da Água na classificação da base de dados da aplicação MWSWAT	98
Quadro A7.6 – Reclassificação do Uso do Solo para a bacia de Alenquer	100
Quadro A7.7 – Calendário de fertilização das culturas	101
Quadro A7.8 – Cabeça animal por área de cada concelho e por tipo de produção animal e respetiva produção de azoto	101
Quadro A7.9 – Quadro exemplo da quantidade de azoto a aplicar na vinha com base na produtividade da cultura	102
Quadro A7.10 – Dados das dotações às culturas na bacia de Alenquer	102
Quadro A7.11 – Lista dos parâmetros utilizados na bacia de Barnabé para a calibração, com as respetivas descrições e unidades	105
Quadro A7.12 – Lista dos parâmetros utilizados na bacia de Ota para a calibração, com as respetivas descrições e unidades	106

Quadro da lista de símbolos e abreviaturas

Lista de símbolos	Lista de abreviaturas
ET – Evapotranspiração	capt. – Captação
P – Precipitação	E. Coli – Escherichia coli
Qlat – Escoamento lateral	hab. – habitantes
Qsurf – Escoamento superficial	Infr. – Infraestruturas
Qw – Escoamento de base	Interv. – Intervenções
R – Rega	Macro – Macroinstrução
wrchrg,sh – Recarga do aquífero superficial	Max – Máximo
wseep – Percolação	Min – Mínimo
α_p – Nível de significância	

Lista de siglas e acrónimos

95PPU – Intervalo de valores com distribuição de probabilidade a 95%	MDFAO – Mapa Digital dos Solos proveniente da FAO
BH – Bacia Hidrográfica	MDT – Modelo Digital do Terreno
BHT – Bacia Hidrográfica do Tejo	MUSLE – Equação Universal Modificada de Perda de Solo
BLAI – Índice máximo da área folear	MWSWAT – MapWindow Soil and Water Assessment Tool
CAOP – Carta Administrativa Oficial de Portugal	NOCR – Zonas urbanas, rurais e estradas
CBO5 – Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de 5 dias	NSE – Coeficiente Nash-Sutcliffe
CBPA – Código das Boas Práticas Agrícolas	OAK – Carvalho
CEE – Comunidade Económica Europeia	PAG – instalações com Perigo de Acidente Grave
CLC2012 – Corine Land Cover 2012	ParaSol – Parameter Solution
CN – Número de Escoamento	PBIAS – Percentagem Viés
CQO – Carência Química de Oxigénio	PCIP – Prevenção e Controlo Integrados da Poluição
Csa – Clima temperado mediterrâneo de Inverno chuvoso e Verão quente	

Csb – Clima temperado mediterrâneo de Inverno chuvoso e Verão fresco	PE – Poluentes Específicos
DGADR – Direção Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural	PGRH – Plano de Gestão de Região Hidrográfica
DN – Diretiva Nitratos	PINE – Pinheiro
DSMW – Digital Soil Map of the World	PNS – Perigosidade de Nível Superior
EPIC – Erosion Productivity Impact Calculator	PSO – Particle Swarm Optimization
ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais	Pzr – Percolação da zona radical
EUA – Estados Unidos da América	QMRE – Erro quadrado médio residual
FAO – Food and Agriculture Organization of the United States	QUAL2E – Enhanced Stream Water Quality Model
FRST – Florestas Mistas	R2 – Coeficiente de Determinação
GLEAMS – Groundwater Loadings Effects of Agricultural Management System	RAS – Recarga do Aquífero Superficial
GLUE – Generalized Likelihood Uncertainty Estimation	RH5 – Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste
GRAP – Vinha	RP – Recarga profunda
HRU – Unidade de Resposta Hidrológica, do inglês, Hydrological Response Unit	RSR – Erro padrão médio normalizado pelo desvio padrão das observações
IGeo – Informação Geográfica	SAU – Superfície Agrícola Utilizável
IHERA – Instituto de Hidráulica Engenharia Rural e Ambiente	SCE-UA – Shuffle Complex Evolution
IM – Instituto de Meteorologia	SCS – Soil Conservation Service
INE – Instituto Nacional de Estatística	SIG – Sistema de Informação Geográfica
MCMC – Markov Chain Monte Carlo	SNIAmb – Sistema nacional de Informação de Ambiente
	SNIG – Sistema Nacional de Informação Geográficas

1 Introdução

1.1 Enquadramento do tema

Nas zonas mediterrânicas, o recurso água é limitado em qualidade e quantidade (Albiac *et al.*, 2006). As alterações climáticas poderão agravar o problema devido ao efeito combinado da redução da precipitação e da recarga dos aquíferos, do aumento das necessidades hídricas das culturas e da subida do nível dos oceanos (Da Cunha *et al.*, 2007; Kilsby *et al.*, 2007; Kovats *et al.*, 2014; Stigter *et al.*, 2014). Por isso, a conservação quer das águas superficiais, quer dos aquíferos como reservatórios de água, constitui um grande desafio ambiental (Arauzo & Bastida, 2015). Neste contexto, a poluição azotada das águas superficiais e subterrâneas tem sido objeto de vários estudos e ações, pois tem impactos negativos na saúde humana e na biodiversidade (Sutton *et al.*, 2011; Erisman *et al.*, 2013). Uma elevada concentração de nitratos (NO_3^-) nas águas superficiais pode originar eutrofização, podendo provocar problemas na saúde das populações que ingerem essa água (por ex. meta-hemoglobinemia e cancro do estômago). Adicionalmente, quando presentes nas águas subterrâneas, podem contribuir para a dissolução oxidativa e para a redução química de outros poluentes, como por exemplo, o selenito e o sulfato (Wei *et al.*, 2019).

Têm sido implementados Programas de Mitigação e Diretivas na Comunidade Europeia, para reduzir as cargas de azoto (N) para as águas. A Diretiva Nitratos (DN) da Comunidade Europeia (*Council Directive* 1991/676/EEC) tem por objetivo reduzir a poluição das águas com N de origem agrícola (European Commission, 1991). A DN requer que os Estados-Membros estabeleçam códigos de Boas Práticas Agrícolas com medidas a implementar voluntariamente pelos agricultores e Planos de Ação com medidas de implementação obrigatória nas Zonas Vulneráveis aos Nitratos (Cameira *et al.*, 2019). No entanto, os relatórios dos Estados-Membros sobre o estado das suas massas de água mostram que o efeito das medidas tem sido insuficiente à escala Europeia (Bouraoui & Grizzetti, 2011).

Uma das razões que tem sido apontada para a não melhoria da qualidade das massas de água é a delimitação desadequada das zonas vulneráveis. Por vezes, por exemplo em Portugal, os limites das zonas vulneráveis na superfície correspondem à projeção vertical dos limites dos aquíferos, ou então, são impostos por limites administrativos (ex: concelhos, estradas, etc.). É necessário desenvolver aproximações para delimitar convenientemente a área das zonas vulneráveis à superfície, considerando direções e sentidos dos escoamentos provenientes das áreas envolventes. Estas aproximações devem também permitir a identificação de fontes de poluição difusa.

A ocorrência de NO_3^- nas águas subterrâneas pode ser originada por lixiviação no perfil do solo do N aplicado à superfície, ou resultante da mineralização da matéria orgânica, após ocorrência de eventos intensos de precipitação ou rega. No entanto, o ião pode também ser transportado até às águas superficiais, tais como cursos de água, lagos ou reservatórios artificiais. Sendo o transporte de nitratos um processo físico por convecção, a predominância de um ou outro “caminho” e respetivo meio recetor do nitrato, depende do comportamento hidrológico do sistema em estudo, nomeadamente na repartição das saídas de água por drenagem e percolação profunda ou por escoamento superficial.

Consequentemente, são necessários métodos de avaliação da concentração, transporte e destino dos nitratos à escala da bacia hidrográfica, de modo a investigar formas de prevenção de contaminações nos cursos de água (Wei *et al.*, 2019). A aplicação de modelos hidrológicos de simulação de vários tipos (empíricos ou de base física) tem assistido nesta problemática, permitindo, após calibração e validação, o estudo detalhado do balanço hidrológico ao nível das bacias hidrográficas.

1.2 Objetivos

Esta dissertação visa contribuir para a melhoria da delimitação da Zona Vulnerável do Tejo (ZVT) através da análise do balanço hidrológico de áreas a montante dos seus limites para identificação da ocorrência de fluxos de escoamento potenciais transportadores de nitratos. Dada a natureza deste trabalho (dissertação de mestrado) e o limite de tempo para o seu desenvolvimento, foi selecionada apenas uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Tejo, a bacia de Alenquer, com significativa utilização agrícola e localizada a montante da ZVT. Como objetivos específicos do trabalho, indicam-se os seguintes:

- Seleção da sub-bacia a estudar de acordo com a sua localização, utilização agrícola e disponibilidade de dados hidrológicos;
- calibração e validação da componente hidrológica do modelo matemático semi-distribuído SWAT para a bacia hidrográfica selecionada, com base em séries históricas de dados meteorológicos, hidrológicos, ocupação cultural e práticas agrícolas;
- análise do comportamento das componentes do balanço hidrológico da sub-bacia hidrográfica e quantificação/avaliação dos diversos escoamentos para as águas subterrâneas e superficiais da Zona Vulnerável do Tejo.

1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação divide-se em cinco capítulos. O Capítulo 1 apresenta uma introdução ao trabalho, incluindo o enquadramento, objetivos e estrutura do documento. No Capítulo 2 é realizada uma revisão bibliográfica, onde se abordam os temas das Zonas Vulneráveis a

Nitratos e a problemática da sua delimitação e também a modelação hidrológica de bacias hidrográficas, sendo apresentado o modelo SWAT. No Capítulo 3, apresentam-se os materiais e métodos usados na dissertação. No Capítulo 4 expõem-se e discutem-se os resultados obtidos. No último Capítulo, Conclusões e perspectivas futuras, são apresentadas as conclusões de todo o trabalho desenvolvido e propõem-se tópicos a desenvolver em trabalho futuro no âmbito do tema. Apresentam-se ainda diversos Anexos com informação complementar, necessária à compreensão do trabalho.

2 Revisão bibliográfica

2.1 As Zonas Vulneráveis a Nitratos

2.1.1 Definição

Em 1991, a Comunidade Económica Europeia (CEE) legislou a DN (Diretiva 91/676/CEE de 12 de dezembro de 1991), que incide na proteção dos recursos hídricos contra a poluição agrícola originada pelos nitratos, visando reduzi-la e impedi-la de se propagar (APA, 2020).

Neste contexto, Zonas Vulneráveis a Nitratos (ZVN) são áreas agrícolas, que drenam para massas de águas subterrâneas e superficiais vulneráveis à poluição por compostos azotados. Estas massas de água são identificadas de acordo com os seguintes critérios:

- Águas subterrâneas que apresentem ou com risco de apresentar concentrações de nitratos superiores a 50 mg L⁻¹;
- águas superficiais interiores, com destaque para aquelas que tenham como fim o consumo humano, que tenham concentrações de nitratos superiores a 50 mg L⁻¹ ou que tenham risco de conter;
- águas superficiais interiores, estuários, águas costeiras e marinhas que se encontrem eutrofizadas ou com risco de o serem a curto prazo.

Desde a implementação da DN, os Estados-Membros têm realizado esforços para cumprir os objetivos estipulados pela mesma. Os Estados-Membros, de acordo com a DN, podem optar entre duas opções para a designação de áreas consideradas como ZVN: 1) considerar toda a área do Estado Membro como ZVN; 2) designar como ZVN áreas específicas através de um conjunto de critérios baseados no anexo 1 da DN, nas quais, as medidas podem ser adequadas a cada Estado Membro (European Environment Agency (EEA), 2018). No grupo designado em 1) foram agrupados os países Alemanha, Áustria, Dinamarca, Eslovénia, Finlândia, Lituânia, Luxemburgo, Malta, Países Baixos, Polónia, Roménia e Região Flamenga da Bélgica, que correspondem a, atualmente aproximadamente, 44% dos Estados-Membros, e no grupo mencionado em 2) foram agrupados os restantes Estados-Membros que não constam em 1) («Environ. Perform. Agric. OECD Ctries. Since 1990», 2008; Szalińska *et al.*, 2018).

A DN foi transposta para o quadro jurídico português em 1997 (Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de setembro, e mais tarde, em 1999, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de março) e em 2005 para a Região Autónoma dos Açores (Decreto Legislativo Regional n.º 6/2005/A, de 17 de maio de 2005). Daqui resultou a identificação de 17 zonas vulneráveis, das quais nove dizem respeito às massas de águas subterrâneas no continente e as restantes oito encontram-se nos Açores, associadas ao estado trófico das lagoas (Faro, 2018). Em 2010, foi

publicada a Portaria n.º 164/2010, de 16 de março, onde foram indicadas as localizações e respetivas delimitações (Figura 2.1). Em 2012 foi publicada a Portaria n.º 259/2012, de 28 de agosto, com os Programas de Ação para as ZVN contendo medidas de implementação obrigatória, nomeadamente limitando as quantidades de fertilizantes azotados a aplicar e proibindo a sua aplicação nas estações mais chuvosas (APA, 2020). Para além disso foram estabelecidos Códigos de Boas Práticas Agrícolas (CBPA) com medidas a implementar voluntariamente pelos agricultores (Cameira *et al.*, 2019).

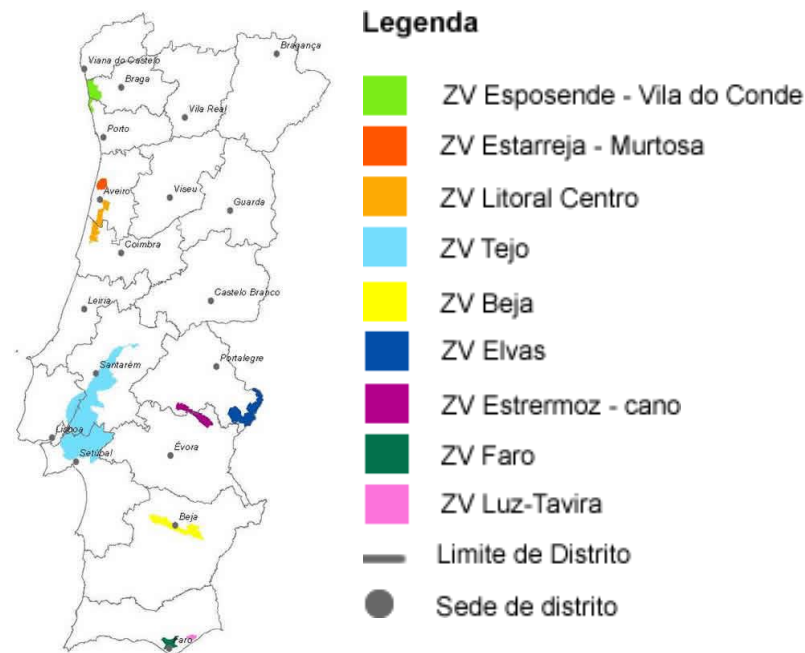


Figura 2.1 – Zonas Vulneráveis a Nitratos em Portugal Continental (Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, sem data).

No entanto, apesar dos CBPA e dos Planos de Ação, os relatórios dos Estados-Membros sobre o estado das suas massas de água mostram que o efeito das medidas tem sido insuficiente à escala Europeia (Bouraoui & Grizzetti, 2011). Adicionalmente em Portugal, no último relatório oficial (período de 2012-2015) para dar cumprimento às obrigações decorrentes da implementação da Diretiva 91/676/CEE (Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, 2016), considerou-se que a concentração de nitratos em algumas zonas vulneráveis se mantém preocupante, pelo que, se torna urgente a avaliação das possíveis causas. A Zona Vulnerável do Tejo (ZVT), localizada na região mais a sul da Bacia Hidrográfica do Tejo (BHT), corresponde a um desses casos (Faro, 2018).

2.1.2 A problemática da delimitação das zonas vulneráveis

Uma das razões que, a nível europeu, tem sido apontada para a não melhoria da qualidade das massas de água é a delimitação inadequada das zonas vulneráveis (Arauzo & Valladolid, 2013) regida por um critério de cariz mais administrativo do que conceptual. Em múltiplos casos, os limites das zonas vulneráveis na superfície do solo correspondem à projeção vertical dos limites dos aquíferos, ou então, são impostos por limites administrativos (exemplo: limites de concelhos, estradas, etc.). A ZVT, corresponde a esta situação, onde os limites da ZV coincidem com estradas nacionais, itinerários complementares, caminhos de ferro e limites de distritos e concelhos (Figura 2.2).

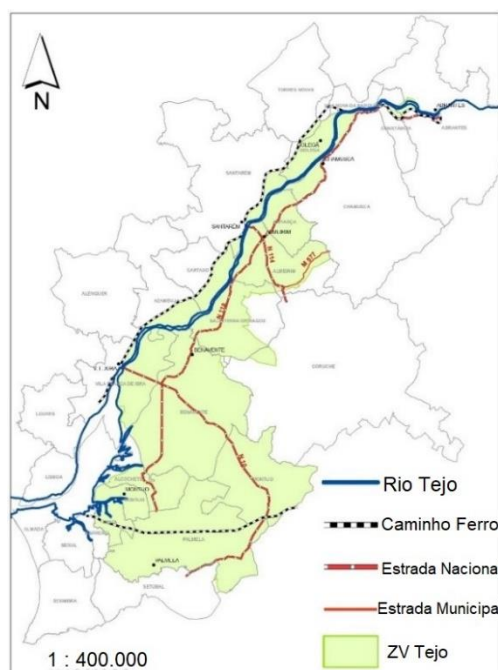


Figura 2.2 – Limites da zona Vulnerável do Tejo (adaptado de Direção Regional de Agricultura e Pescas de Lisboa e Vale do Tejo, 2018).

O potencial de lixiviação de um ecossistema agrícola depende essencialmente de dois fatores: a concentração de NO_3^- na solução de solo e o movimento da água no solo para o transporte convectivo do soluto. Este, por sua vez, é influenciado por vários fatores, tais como as propriedades do solo, do clima (Cameron *et al.*, 2013) e do sistema cultural. O transporte horizontal dentro da zona saturada do aquífero, ou o transporte subsuperficial dentro da zona não saturada, podem ser responsáveis pelo transporte de nitratos para o aquífero, vindos da zona envolvente à zona vulnerável delimitada (Arauzo & Martínez-Bastida, 2015; Debernardi *et al.*, 2008; Holman *et al.*, 2005; Stigter *et al.*, 2006). Podem, deste modo, aumentar ou diminuir (por exemplo por diluição) as concentrações de nitratos nas massas de água dentro das ZVN (Arauzo *et al.*, 2011; Martínez-Bastida *et al.*, 2010; Stigter *et al.*, 2006). Como apresentado por Arauzo & Valladolid (2013) e Arauzo (2017), as áreas através das quais um poluente solúvel como o nitrato entra na zona não saturada do perfil do solo podem não coincidir necessariamente com as áreas afetadas do aquífero recetor. Ou seja, a zona considerada como Zona Vulnerável, pode não coincidir com as áreas contaminadas do aquífero subjacente. Por esta razão, a delimitação da ZVN deve ser ajustada de acordo com os escoamentos superficiais, subsuperficiais e subterrâneos da/para a zona envolvente. É necessário desenvolver aproximações para delimitar convenientemente a área das zonas vulneráveis à superfície, considerando direções e sentidos dos escoamentos provenientes

das áreas envolventes, ou seja, forma a conter áreas drenantes relevantes para os aquíferos e rios em perigo de contaminação,

2.2 A Bacia Hidrográfica do Tejo

2.2.1 Localização geográfica da bacia do Tejo

A Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5¹) apresenta uma área total em território português de 30 502 km², integrando uma parte da bacia hidrográfica internacional do Rio Tejo e as bacias hidrográficas das Ribeiras do Oeste, assim como as respetivas águas subterrâneas e águas costeiras adjacentes (Figura 2.3). A Bacia Hidrográfica do Tejo (BHT) cobre uma área total de 80 797 km², dos quais 55 781 km² (69,0%) se situam em Espanha e 25 015 km² (31,0%) em Portugal (Figura 2.3) (Lacasta *et al.*, 2016a).

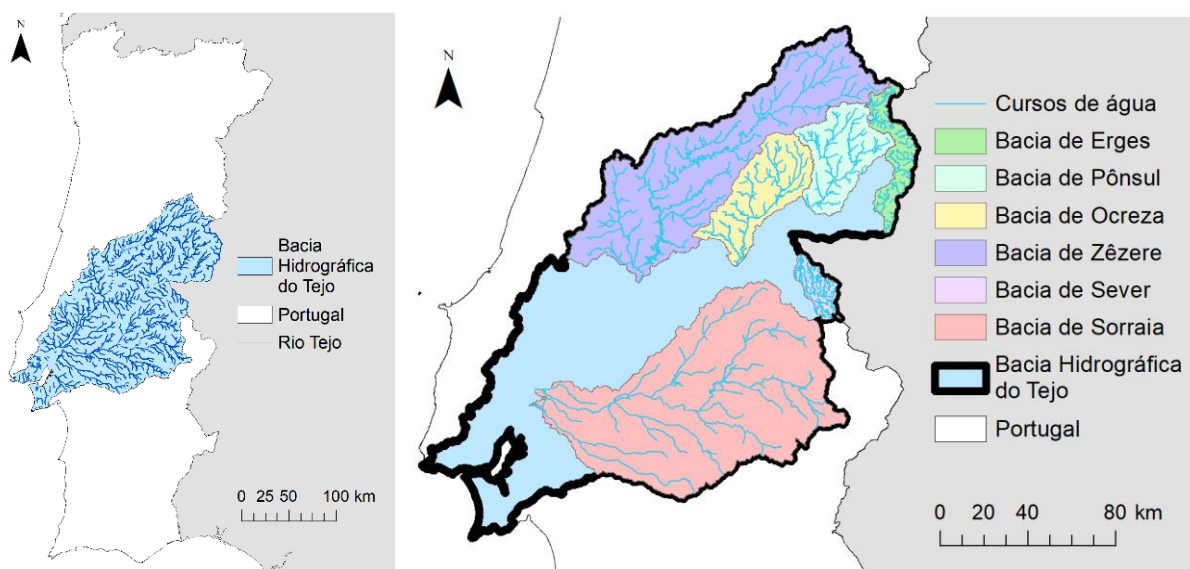


Figura 2.3 – a) Localização da Bacia Hidrográfica do Tejo em Portugal continental; b) Principais sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Tejo, com os respetivas linhas de água.

O Rio Tejo nasce na Serra de Albarracín (Espanha), a cerca de 1 600 m de altitude, e apresenta um comprimento de 1 100 km, dos quais 230 km se desenvolvem em Portugal continental. As bacias hidrográficas dos rios Zêzere (4 980 km²) e Sorraia (7 520 km²), totalizam cerca de 50% da área da bacia portuguesa (Figura 2.3) (Lacasta *et al.*, 2016a).

2.2.2 População residente

A população residente na RH5 representa 39% da população portuguesa residente no continente, 48% do emprego e 57% do valor acrescentado bruto nacional (Lacasta *et al.*,

¹ Como definida e identificada na Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro de 2005, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho.

2016a). No Quadro 2.1 apresenta-se a evolução temporal, 1981 a 2013, da população que reside na RH5 e em Portugal Continental.

Quadro 2.1 – Evolução da População residente na RH5 e em Portugal Continental entre 1981 e 2013 (adaptado de Lacasta *et al.*, 2016b)

População residente (hab ^[a])	Série 1981 – 2013				Variação 1981 – 2013	
	1981	2001	2011	2013	Nº	%
RH5	3 650 318	3 791 606	3 934 292	3 908 145	257 827	7,06
Continente	9 336 760	9 874 750	10 047 621	9 944 676	607 916	6,51

[a] – número de habitantes

2.2.3 Clima

Segundo a classificação de Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007), o clima de Portugal Continental reparte-se em duas regiões (Figura 2.4), uma a sul de clima temperado mediterrânico de Inverno chuvoso e Verão quente (Csa) e outra, a norte, de clima temperado mediterrânico de Inverno chuvoso e Verão fresco (Csb) (IPMA, 2019; Peel *et al.*, 2007). O vale do Tejo marca a transição entre estas regiões climáticas.

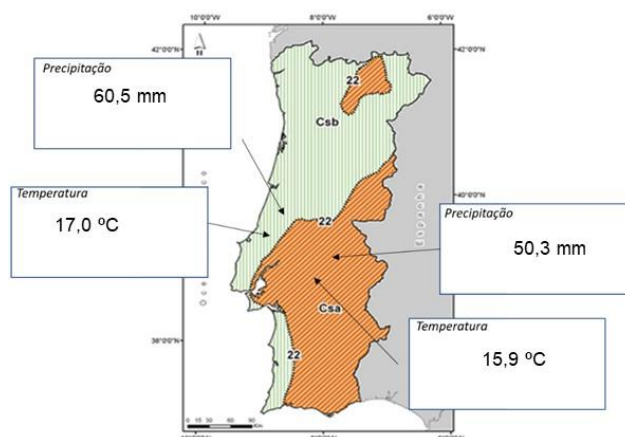


Figura 2.4 – Clima de Portugal Continental, segundo a classificação de Köppen-Geiger. Precipitações e temperaturas anuais médias de 1971 a 2000 na Bacia do Tejo das estações de Lisboa e Évora (adaptado de IPMA, 2019).

Com efeito, a latitude e o relevo conjugam-se para criar uma dissimetria na bacia, com a zona norte (bacias do Zêzere e do Ocreza) a apresentar clima húmido a super-húmido, enquanto a sul (bacia de Sorraia) o clima é geralmente do tipo sub-húmido húmido.

2.2.4 Os solos e a sua ocupação

Segundo a classificação da FAO (FAO, 1991), os grupos de solos existentes na BHT são, por ordem decrescente de área, Cambissolos, Litossolos, Podzóis, Luvisolos, Fluvisolos, Regossolos, Solonchaks, Vertissolos e *Rankers*. Os primeiros quatro grupos representam aproximadamente 94% da área da bacia hidrográfica (Figura 2.5a) (Lacasta *et al.*, 2016a).

Em termos de ocupação do solo (Figura 2.5b), a bacia hidrográfica divide-se em cinco áreas principais, Floresta (48%), Zona Agrícola (43%), Zona Rural (4%), Zona Urbana (4%) e Massas de água (1%) (European Environment Agency (EEA), 2019).

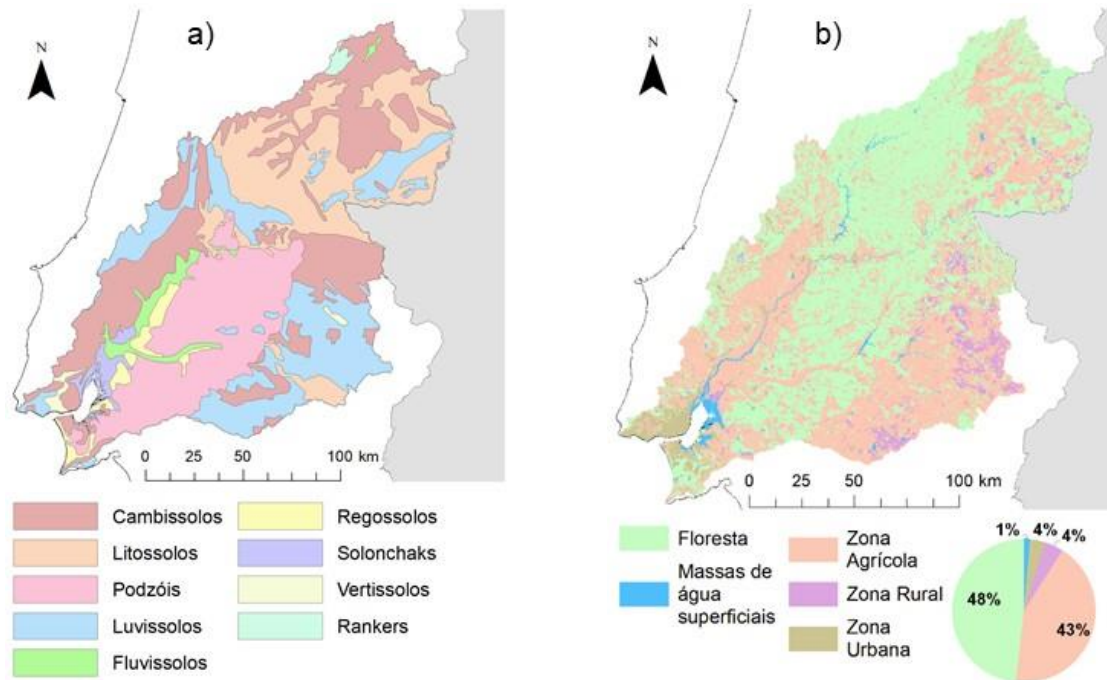


Figura 2.5 – a) Grupos de solos; b) Ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Tejo.

2.2.5 Principais massas de água na bacia hidrográfica do Tejo

A Figura 2.6 mostra as principais massas de água subterrânea existentes na BHT.

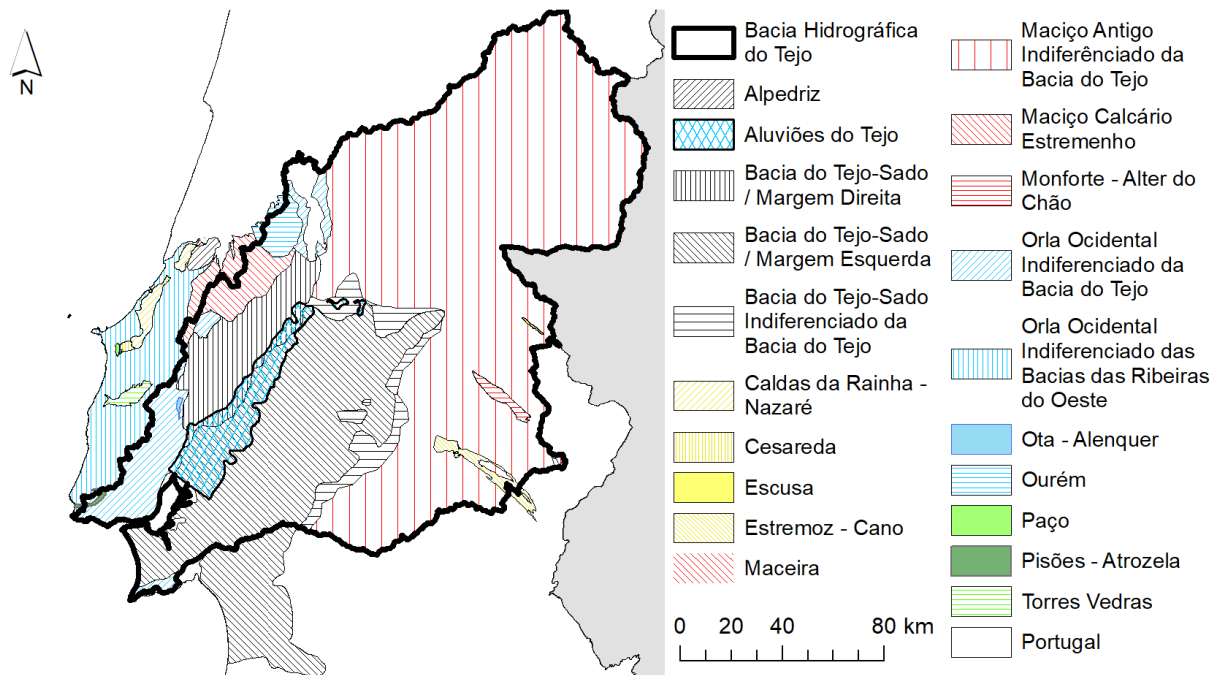


Figura 2.6 – Massas de água subterrâneas existentes na Bacia Hidrográfica do Tejo.

2.2.6 Principais pressões sobre a quantidade e a qualidade da água

No Quadro 2.2 e Quadro 2.3 apresentam-se as pressões quantitativas e qualitativas, respetivamente, exercidas sobre as águas subterrâneas da RH5, associadas aos setores económicos, no ano de 2012 (Lacasta *et al.*, 2016a, 2016b).

Quadro 2.2 – Principais fontes de pressão na quantidade de água nos aquíferos da RH5 por setor (adaptado da APA, 2016)

Aquífero	Percentagem do volume total de água extraída por ano (%)			
	Agricultura	Indústria	Urbano	Outros
Aluvial	93,5	3,4	0,6	2,5
Semi confinado				
Margem esquerda	60,2	4,5	29,5	5,8
Margem direita	72,8	6,3	13,9	7,0

Quadro 2.3 – Principais fontes de pressão na qualidade de água da RH5 por setor (adaptado de (Lacasta *et al.*, 2016a))

Aquífero	Percentagem de descarga difusa por ano (%)			Percentagem de descarga pontual por ano (%)			
	Produção de culturas	Produção na pecuária	Urbano	Urbano	Industrial	Pecuária	Outros
Aluvial	58,3	41,6	0,1	94,1	5,9	≈0,0	≈0,0

Indústrias

A distribuição espacial das instalações com rejeição nos recursos hídricos apresenta-se na Figura 2.7a. As pressões sobre as massas de água exercidas pela indústria, relativas ao azoto, estão associadas às instalações representadas na Figura 2.7b, em que as pressões pontuais estão relacionadas com os setores Urbano e Industrial, sendo rejeitadas 10 237 t N ano⁻¹, enquanto que as pressões difusas estão relacionadas com os setores de Pecuária, Agricultura e Turismo, com a libertação de 25 152 t N ano⁻¹.

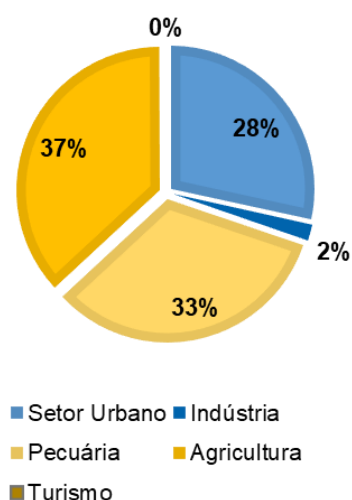
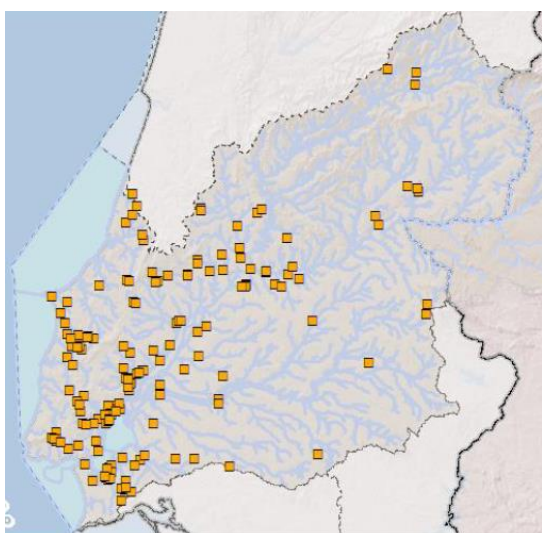


Figura 2.7 – a) Instalações de prevenção e controlo integrado de poluição (PCIP) com rejeição nos recursos hídricos da RH5 (adaptado de Lacasta *et al.* (2016a)); b) Percentagem das pressões de azoto nos vários setores na BHT.

Águas residuais urbanas

Na avaliação de pressões sobre as massas de água da RH5, é necessário avaliar as cargas rejeitadas provenientes de Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR), em termos de CBO₅, CQO, fósforo total e azoto total, que são ilustradas no Quadro 2.4 (Lacasta *et al.*, 2016a).

Quadro 2.4 – Carga rejeitada pelas ETAR por categoria de massas de água na RH5 (adaptado de Lacasta *et al.*, 2016a)

Categoria	Carga Rejeitada (kg ano ⁻¹)				
	CBO ₅ ^[a]	CQO ^[b]	P _{total}	N _{total}	
Superficiais	Rios	5 007 979	12 059 527	320 990	2 585 603
	Albufeiras	43 614	112 749	5 471	26 456
	Águas de transição	10 002 919	20 668 485	686 027	4 249 933
	Águas costeiras	13 470 038	27 455 475	321 221	3 339 661
Subterráneas	Maciço antigo indiferenciado da Bacia do Tejo	25	204	0	1
	Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda	4 190	17 199	874	7 206
	Aluviões do Tejo	241	894	178	680
Total	28 529 006	60 314 534	1 334 760	10 209 540	

[a] – Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de 5 dias; [b] – Carência Química de Oxigénio

As ETAR localizam-se conforme representado na Figura 2.8, com diferentes cores de acordo com o seu equivalente populacional² (azul < 2 000, verde entre 2 000 e 10 000, roxo entre 10 000 e 15 000, amarelos entre 15 000 e 100 000, laranja entre 100 000 a 150 000, vermelho > 150 000 (Lacasta *et al.*, 2016a).

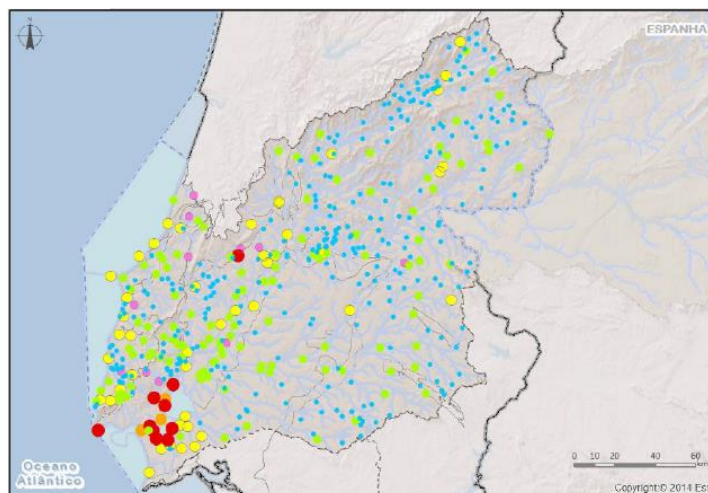


Figura 2.8 – ETAR por classe de dimensionamento na RH5 (adaptado de Lacasta *et al.* (2016a)).

Agricultura

Relativamente ao setor agrícola, o Plano de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) apresenta uma estimativa com base no uso do solo (CORINE Land Cover, 2006), para estimar a carga de poluição difusa apresentada no Quadro 2.5 (Lacasta *et al.*, 2016a).

Quadro 2.5 – Estimativa da carga difusa proveniente da agricultura na RH5 (adaptado de Lacasta *et al.*, 2016a)

Massas de água	Carga estimada (t ano ⁻¹)	
	Fósforo total	Azoto total
Superficiais	940	7 641
Subterrâneas	200	5 624
Total	1 139	13 265

Pode observar-se que a carga de poluição difusa está maioritariamente associada ao azoto.

2.3 Modelação Hidrológica de Bacias Hidrográficas

Os resultados de simulações com modelos matemáticos hidrológicos têm grande variabilidade, consoante o modelo utilizado. Como tal, é importante escolher um modelo adequado à zona escolhida (Cong *et al.*, 2020). Estes modelos, depois de calibrados e

² Equivalente populacional equivale a uma carga orgânica biodegradável com uma carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias (CBO₅) de 60 gramas de oxigénio por dia.

validados, permitem a análise do impacto de diferentes cenários nas regiões em estudo, o que permite economizar tempo e custos (Brighenti *et al.*, 2016).

A proposta mais atual é a utilização de modelos hidrológicos suportados por Sistemas de Informação Geográfica (SIG), para estudar alternativas com o foco na gestão dos recursos naturais e diagnosticar a situação ambiental e hidrológica das bacias hidrográficas. Estes modelos têm vindo a ser usados com o principal objetivo de descrever o impacto agrícola, florestal e climático nos recursos hídricos das bacias hidrográficas (Brighenti *et al.*, 2016).

Os modelos matemáticos hidrológicos podem classificar-se de acordo com vários critérios, como mostra a Figura 2.9, sendo esta classificação realizada com base na forma matemática usada na caracterização dos processos hidrológicos, na representação espacial do sistema e na aleatoriedade associada ou não às variáveis e parâmetros do modelo.

O grupo de modelos baseados na representação espacial dos processos divide-se nos subgrupos de modelo agrupado, semi-distribuído e distribuído. Os modelos distribuídos capturam a variabilidade espacial das variáveis de entrada (ex. precipitação e temperatura) e de características físicas do sistema (uso do solo, topografia, etc). Necessitam, por isso, de uma grande quantidade de dados de qualidade para se poder configurar o sistema a modelar. Necessitam também de longos períodos para calibração e validação. No entanto, em regiões onde os dados são escassos, o seu desempenho pode ser fraco. Os modelos semi-distribuído agrupam variáveis meteorológicas e características físicas ao nível das sub-bacias. Por esta razão, têm configuração e parametrização mais fácil e tempo de computação menor do que os modelos distribuídos. No entanto, têm menor grau de detalhe na distribuição espacial dos dados de entrada (Ichiba *et al.*, 2013) e dos resultados.

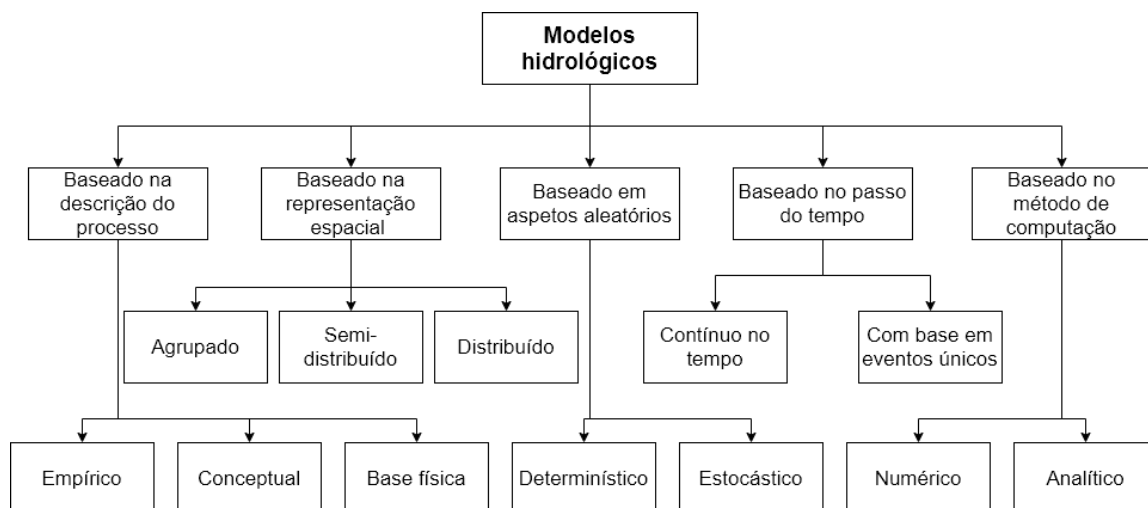


Figura 2.9 – Classificação de modelos hidrológicos (adaptado de Godara *et al.* (sem data), Jajarmizad *et al.* (2012) e Sitterson *et al.* (2017)).

2.4 Modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

2.4.1 Aspectos Gerais

Entre os vários modelos hidrológicos, encontra-se o modelo desenvolvido nos Estados Unidos da América, Soil & Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold & Allen, 1996; Neitsch *et al.*, 2011). Trata-se de um modelo matemático semi-distribuído, com base física e contínuo no tempo (J. G. Arnold *et al.*, 2012), que quantifica balanços hidrológicos, produção de sedimentos e transporte de poluentes, em função do tipo e uso do solo, e do declive, em bacias hidrográficas. É considerado um dos modelos com maior precisão na estimativa do escoamento superficial quando influenciado por fatores tais como o clima, o solo, a vegetação e a topografia do terreno em estudo (Brighenti *et al.*, 2016). O modelo destina-se a simular continuamente no tempo, em intervalos estipulados pelo utilizador, não sendo um modelo projetado para simular eventos únicos. O intervalo de tempo para a computação é o diário ou o horário (Neitsch *et al.*, 2011).

O SWAT utiliza como dados de entrada variáveis climáticas, características do solo, topografia, vegetação e uso do solo, e simula os processos físicos associados, tais como o movimento da água, o transporte dos sedimentos e dos nutrientes e crescimento das plantas (Neitsch *et al.*, 2011).

O SWAT modela bacias hidrográficas em duas fases, através de um conjunto de processos. Na primeira, a fase terrestre (“*Land Phase*”), representada na Figura 2.10, modela o ciclo hidrológico, em que é controlado o fluxo de água, de sedimentos, de nutrientes e de pesticidas que são transportados para o curso de água principal (Neitsch *et al.*, 2011).

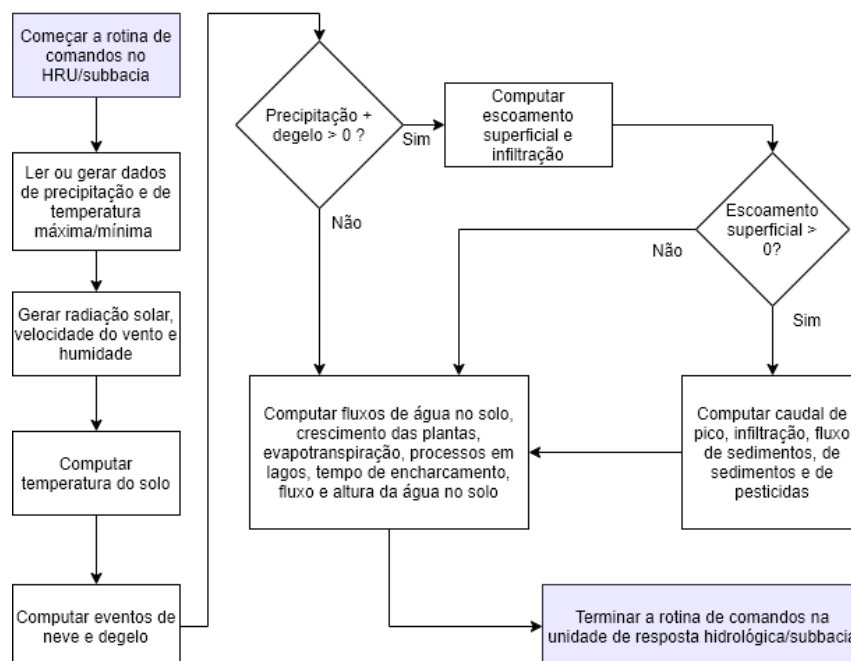


Figura 2.10 – Esquema da fase “*Land Phase*” no modelo SWAT (adaptado de Neitsch *et al.* (2011)).

O segundo conjunto de processos corresponde à fase de encaminhamento (“Routing Phase”) (Figura 2.11), quando são modelados os processos hídricos nos cursos de água da bacia, incluindo o transporte de sedimentos e nutrientes, bem como as transformações químicas no curso de água (Neitsch *et al.*, 2011).

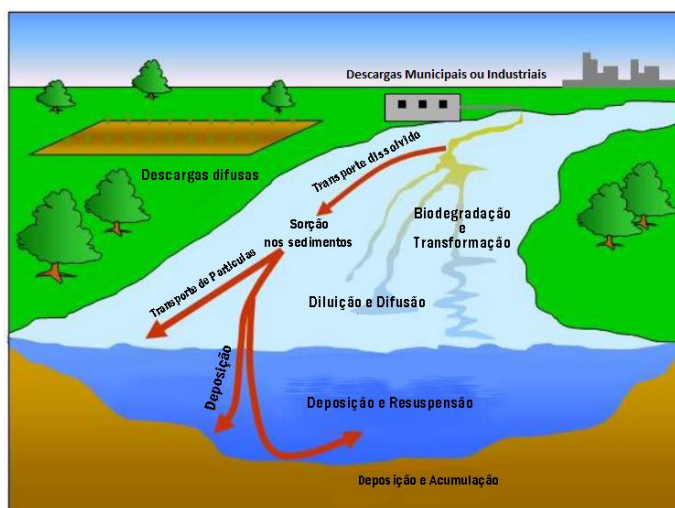


Figura 2.11 – "Routing Phase" no modelo SWAT (adaptado de Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2 Componentes no modelo SWAT

No modelo SWAT, a bacia hidrográfica é dividida em sub-bacias que são, por sua vez, divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU). As últimas correspondem a áreas discretas, homogêneas e únicas em termos do tipo de solo, do seu uso e do declive, e onde se considera que a água escoar do mesmo modo.

Todos os cálculos do modelo são realizados de acordo com os dados fornecidos em cada HRU (Akhavan *et al.*, 2010; Neitsch *et al.*, 2011). Embora não exista interligação das diversas HRU, em termos de processos hidrológicos, a sua utilização permite simplificar a representação e a simulação dos processos na bacia hidrográfica (Her *et al.*, 2015). Os resultados são produzidos ao nível do “outlet” da HRU e, posteriormente, são agrupados por sub-bacia.

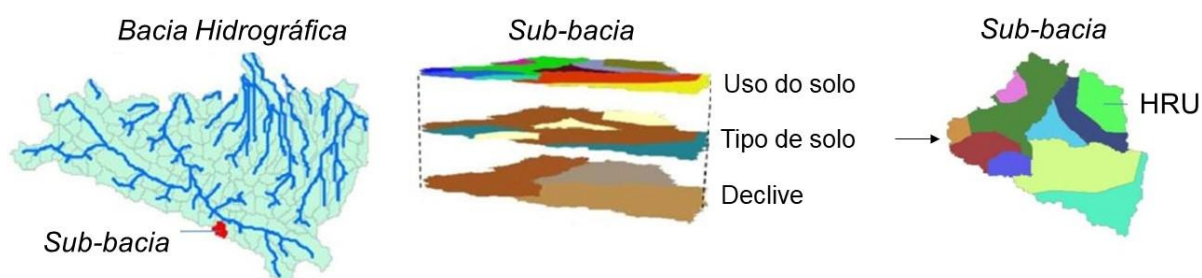


Figura 2.12 – Bacia hidrográfica, Sub-bacia e unidade de resposta hidrológica (HRU) no modelo SWAT (adaptado de Y. Zhang *et al.*, 2017).

Apresentam-se seguidamente as componentes do modelo de maior interesse para a presente dissertação. Para maiores detalhes, deve ser consultado o manual teórico (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2.1 Balanço hídrico

No SWAT, o balanço hídrico é a base para todos os processos que acontecem na bacia hidrográfica, correspondendo à aplicação do princípio de conservação da massa. A equação genérica utilizada nas simulações é:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{dia} - Q_{surf} - ET - w_{seep} - Q_{gw}) \quad [2-1]$$

em que, SW_t é o armazenamento de água no solo no final do intervalo de tempo (mm), SW_0 é o armazenamento de água no solo no início do intervalo de tempo (mm), t é o número de dias do intervalo de tempo, R_{dia} é a precipitação no dia i (mm), Q_{surf} é o escoamento superficial no dia i (mm), ET é a evapotranspiração no dia i (mm), w_{seep} é a recarga no dia i (mm) e Q_{gw} é o escoamento de base no dia i (mm).

O balanço hídrico é calculado para cada HRU e, seguidamente, conduzido para o curso de água de modo a poder obter-se o escoamento total da bacia, como mostrado na Figura 2.13. O armazenamento de água pode localizar-se em quatro reservatórios: numa camada de neve existente sobre o solo, no perfil do solo (0 a 2 m), aquífero superficial (2 a 20 m) e no aquífero confinado.

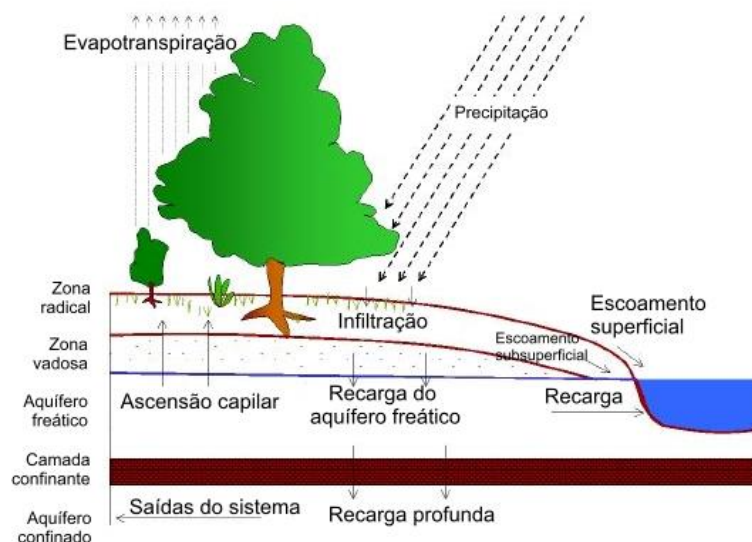


Figura 2.13 – Balanço Hídrico utilizado no modelo SWAT (adaptado de Abbaspour, 2015)

Descrevem-se seguidamente, de modo resumido, os termos da equação do balanço hídrico.

2.4.2.2 Evapotranspiração, ET

O SWAT apresenta quatro alternativas para modelar a evapotranspiração. Uma opção é a de introduzir valores previamente medidos de ET . Nas restantes três opções, a ET pode ser calculada com recurso aos métodos de Hargreaves (Hargreaves & Samani, 1985), Priestley-

Taylor (Priestley & Taylor, 1972) e Penman-Monteith (Monteith, 1965). Como dados de entrada, o primeiro método necessita apenas da temperatura máxima e mínima diária, o segundo método necessita das temperaturas máxima e mínima diária e da radiação solar e, por fim, o terceiro método necessita das temperaturas máxima e mínima diária, da radiação solar, da humidade relativa e da velocidade do vento.

A Equação [2-2] refere-se ao método de Hargreaves, que será o utilizado neste trabalho:

$$\lambda E_0 = 0,0023 \times H_0 \times (T_{mx} - T_{mn})^{0,5} \times (\bar{T}_{av} + 17,8) \quad [2-2]$$

em que λ é o calor latente da vaporização da água (MJ kg^{-1}), E_0 é a evapotranspiração potencial (mm d^{-1}), H_0 é a radiação de curto comprimento de onda no topo da atmosfera ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), T_{mx} é a temperatura máxima diária ($^{\circ}\text{C}$), T_{mn} é a temperatura mínima diária ($^{\circ}\text{C}$) e \bar{T}_{av} é a temperatura média diária ($^{\circ}\text{C}$).

2.4.2.3 Escoamento superficial, Q_{surf}

O modelo SWAT apresenta duas alternativas para o cálculos do escoamento superficial: 1) método do número de escoamento (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS) (Soil Conservation Service, 1972) e 2) equação de infiltração de Green-Ampt (Mein & Larson, 1973). O método do CN do SCS (Equação [2-3]) é um método empírico que fornece estimativas do escoamento superficial com base no tipo de solo e no seu uso. A limitação deste modelo reside no facto de o cálculo ser baseado apenas no volume total da precipitação, e não na intensidade e duração da mesma.

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{R_{day} - I_a + S} \quad [2-3]$$

em que Q_{surf} é o escoamento superficial acumulado ou a precipitação em excesso (mm), R_{day} é a precipitação (mm), I_a são as perdas iniciais (mm) e S é a retenção potencial máxima (mm).

O método de Green-Ampt é um método com base física e temporal, como mostra a Equação [2-4], no qual os parâmetros associados com a infiltração são diretamente relacionados com as características da bacia, permitindo uma melhor reprodução dos impactes do uso do solo. A limitação do método relaciona-se com a dificuldade na obtenção de dados horários de precipitação (King *et al.*, 1999).

$$f_{inf,t} = K_e \times \left(1 + \frac{\Psi_{wf} \times \Delta\theta_v}{F_{inf,t}} \right) \quad [2-4]$$

em que $f_{inf,t}$ é a infiltração no tempo t (mm h^{-1}), K_e é a condutividade hidráulica efetiva (mm h^{-1}), Ψ_{wf} é o potencial mátrico da frente de humedecimento (mm), $\Delta\theta_v$ é a alteração da

humidade na frente de humedecimento (mm mm^{-1}) e $F_{inf,t}$ é a infiltração acumulada para o tempo t (mm).

Vários estudos, como por exemplo King *et al.*, 1999 e Qi *et al.*, 2020, demonstram que, geralmente, estes dois métodos comportam-se de forma semelhante, produzindo resultados aceitáveis.

2.4.2.4 Percolação, w_{seep}

Para o cálculo da percolação, o modelo SWAT divide o solo em reservatórios, compostos por várias camadas permeáveis, através das quais a água é transportada. Quando numa camada de solo, o armazenamento na capacidade de campo é excedido, a água pode percolar para a camada inferior. Assim que a percolação atravessa a fronteira inferior da zona radical, constitui água subterrânea, podendo contribuir para a recarga do curso de água (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2.5 Escoamento lateral subsuperficial, Q_{lat}

Em solos que apresentem uma camada com baixa permeabilidade a pequena profundidade, a água que escoar das camadas superiores acumula-se podendo originar escoamento lateral subsuperficial. Este é modelado em simultâneo com a percolação, com recurso a um método cinemático de armazenamento (Sloan & Moore, 1984), ao longo da encosta, em cada camada do solo, representado pela equação [2-5]:

$$Q_{lat} = 0,024 \times \left(\frac{2 \times SW_{ly,excess} \times K_{sat} \times slp}{\phi_d \times L_{hill}} \right) \quad [2-5]$$

sendo, Q_{lat} o escoamento lateral subsuperficial (mm dia^{-1}), $SW_{ly,excess}$ o volume drenável de água na camada saturada (mm), a condutividade hidráulica (mm h^{-1}), slp o aumento da elevação por unidade de distância, ϕ_d a porosidade drenável na camada do solo (mm mm^{-1}) e L_{hill} o comprimento do declive (m).

2.4.2.6 A água subterrânea

No SWAT, a água subterrânea existe em dois tipos de aquíferos: o aquífero freático, ou não confinado, que apresenta a toalha freática na sua fronteira superior e o aquífero confinado que apresenta como fronteiras formações geológicas de condutividade hidráulica significativamente menores do que a do aquífero (Figura 2.14).

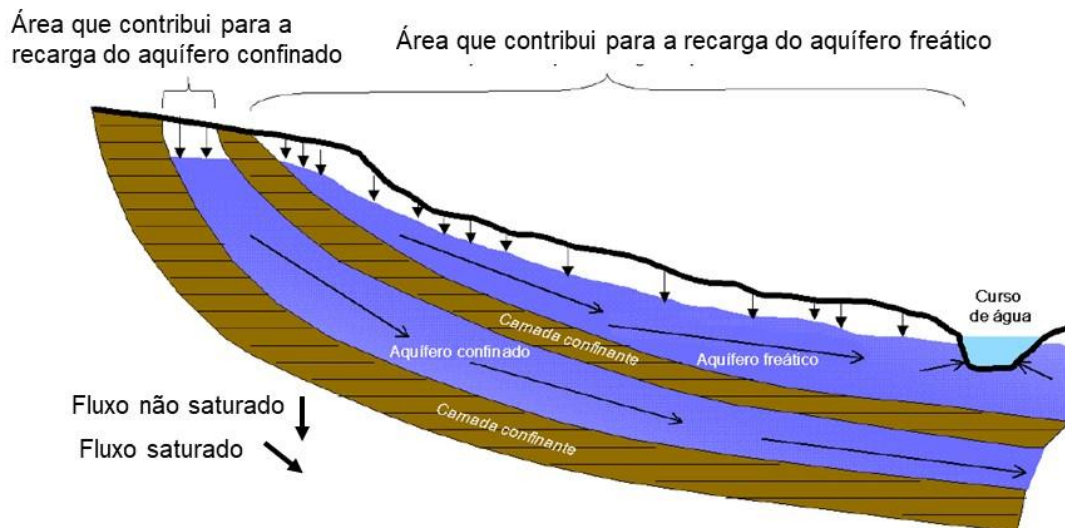


Figura 2.14 – Aquíferos confinados e não confinados (adaptado de Neitsch *et al.*, 2011).

Uma vez que o SWAT não representa a zona de recarga do aquífero confinado, não modela o seu comportamento. Por esta razão, a recarga que no SWAT é designada por recarga do aquífero confinado é na realidade um fluxo de água em profundidade, designada neste trabalho por recarga profunda e que é uma perda de água do sistema.

A água presente no aquífero freático, proveniente da percolação, poderá seguir os seguintes destinos (Figura 2.15):

- 1) continua a ser percolada até alcançar o aquífero confinado, ficando inacessível ao curso de água;
- 2) permanece no aquífero freático, sendo conduzida para o curso de água como fluxo de base;

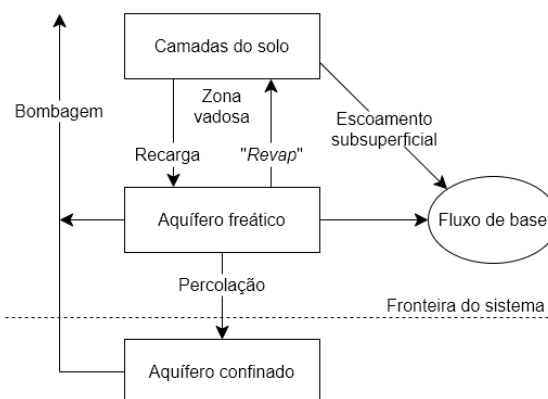


Figura 2.15 – Fluxo de água a partir do aquífero freático (adaptado de Vazquez-Amábilé & Engel, 2005).

- 3) regressa à camada superior por ascensão capilar (chamado no SWAT por “*revap*”), através do qual a água do aquífero freático propaga-se para a camada superior ao aquífero freático, sempre que esta camada esteja seca (ascensão capilar);
- 4) é redirecionada para a superfície via bombagem (Neitsch *et al.*, 2011).

A equação do balanço hídrico do aquífero freático é:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchrg,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{pump,sh} \quad [2-6]$$

Sendo $aq_{sh,i}$ a quantidade de água armazenada no aquífero freático no dia i (mm), $aq_{sh,i-1}$ a quantidade de água armazenada no aquífero freático no dia $i - 1$ (mm), $w_{rchrg,sh}$ a recarga da água para o aquífero freático no dia i (mm), w_{revap} a quantidade de água que move para

a zona do solo em resposta aos défices de água no dia i (mm) e $w_{pump,sh}$ a quantidade de água extraída do aquífero freático através de bombas no dia i (mm).

O controlo do tempo de transporte da água proveniente da zona radicular para o aquífero freático é realizado por um fator de atraso, denominado no SWAT de “GW_delay”. Identicamente, pode ser realizado o controlo da fração de água do aquífero freático que alcança o aquífero confinado, através de um coeficiente de percolação do aquífero confinado (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2.6.1 Recarga do aquífero superficial, $w_{rchrg,sh}$

O tempo do percurso da água de percolação para o aquífero freático depende da profundidade a que este se encontra e das propriedades hidráulicas das formações geológicas na zona vadosa. Para estimar este tempo, o modelo SWAT utiliza uma função, mostrada na equação [2-7], de redução exponencial com base na precipitação e na água no solo proposta por (Venetis, 1969) e por (Sangrey *et al.*, 1984).

$$w_{rchrg,i} = \left(1 - e^{-1/\delta_{gw}}\right) \times w_{seep} + e^{-1/\delta_{gw}} \times w_{rchrg,i-1} \quad [2-7]$$

sendo $w_{rchrg,i}$ a recarga do aquífero freático no dia i (mm), δ_{gw} o tempo de infiltração nas formações geológicas na zona vadosa (dia), w_{seep} a percolação (mm) e $w_{rchrg,i-1}$ a recarga do aquífero freático no dia $i - 1$ (mm).

2.4.2.6.2 Repartição do escoamento entre o aquífero superficial e o profundo

Uma fração da recarga do aquífero superficial pode ser dirigida para o aquífero profundo, segundo a equação:

$$w_{deep} = \beta_{deep} \times w_{rchrg} \quad [2-8]$$

sendo w_{deep} a quantidade de água que percola do aquífero freático para o aquífero confinado (mm), β_{deep} o coeficiente de percolação do aquífero e w_{rchrg} a quantidade de água que percola para os aquíferos freático e confinado (mm).

2.4.2.6.3 Escoamento de base, Q_w

No modelo SWAT, o escoamento de base é originado pelo aquífero freático em cada sub-bacia gerada. Este ocorre apenas quando a quantidade de água armazenada no aquífero freático excede o limite especificado pelo utilizador, como demonstrado pelas equações [2-9] e [2-10], com base na equação de (Hooghoudt, 1940):

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \times e^{-\alpha_{gw} \times \Delta t} + w_{rchrg,sh} \times \left(1 - e^{-\alpha_{gw} \times \Delta t}\right) \quad \text{se } aq_{sh} > aq_{shthr,q} \quad [2-9]$$

$$Q_{gw,i} = 0 \quad \text{se } aq_{sh} \leq aq_{shthr,q} \quad [2-10]$$

em que $Q_{gw,i}$ é o escoamento de base para o canal principal no dia i (mm), $Q_{gw,i-1}$ é o escoamento de base para o canal principal no dia $i - 1$ (mm), α_{gw} é a constante de redução do fluxo de base, Δt é o passo do tempo (sendo nesta dissertação utilizado 1 dia) e $aq_{shthr,q}$ é a quantidade de água necessária no aquífero freático para ocorrer escoamento de base (mm).

2.4.2.6.4 Recarga profunda

A equação do balanço para o aquífero profundo é:

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad [2-11]$$

sendo $aq_{dp,i}$ a quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia i (mm), $aq_{dp,i-1}$ a quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia $i - 1$ (mm) e $w_{pump,dp}$ a quantidade de água extraída do aquífero confinado através de bombas no dia i (mm).

A água que entra no aquífero profundo não é considerada nos balanços hídricos futuros e é assumida como uma perda do sistema, excluindo os casos em que a água do aquífero confinado é extraída como fonte na água de rega.

2.4.2.7 Processos nos cursos de água

2.4.2.7.1 Perdas no leito do curso de água (perdas por infiltração)

As perdas no leito do curso de água por infiltração poderão acontecer quando não ocorre recargas do aquífero freático. Estas perdas têm como destino o armazenamento de água no solo ou o aquífero confinado (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2.7.2 Propagação da água

No modelo SWAT, o cálculo do caudal e da velocidade é realizado através da equação de Manning, sendo necessário o utilizador ajustar o parâmetro n da rugosidade. A propagação da água pode ser estimada, num intervalo de tempo diário, por dois métodos: do armazenamento variável ou o de Muskingum. Ambos são variações do modelo da onda cinemática (Neitsch *et al.*, 2011).

O volume de propagação da água é estimado em cada HRU, para poder ser calculado o volume total de água a ser propagado na sub-bacia, somando o volume calculado em todos os HRU. Este volume é calculado a partir do somatório do escoamento superficial, escoamento lateral e caudal de base, subtraindo as perdas por infiltração. Além das perdas por infiltração, o canal também perde água por evaporação, calculada em função da área superficial do curso de água. Note-se que se considera que parte das perdas por infiltração irão perder-se para o aquífero confinado, enquanto as restantes ficam temporariamente

armazenadas nas margens, voltando mais tarde ao curso de água ou sendo evaporadas (Neitsch *et al.*, 2011).

O comprimento do canal em cada sub-bacia é calculado através do Modelo Digital do Terreno (MDT), no entanto, as dimensões do canal têm de ser introduzidos pelo utilizador (largura, profundidade e declive lateral do canal), uma vez que é difícil estimar estas dimensões com precisão (Han *et al.*, 2019). A área transversal ao curso de água obtém-se por divisão do volume de água armazenado no curso de água pelo comprimento do canal (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.2.8 Nutrientes

O SWAT utiliza o modelo GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) para gerir os processos associados ao transporte e à gestão do azoto, sendo consideradas as formas iónicas do azoto (ião amónio e ião nitrato) e as espécies orgânicas em meio aquático. Os principais processos no ciclo do azoto no solo, no modelo SWAT, são: mineralização, decomposição e imobilização, que ocorrem apenas quando a temperatura do solo é superior a 0 °C. O transporte de nutrientes no curso de água ocorre através das rotinas cinéticas do modelo QUAL2E (Enhanced Stream Water Quality Model) (Neitsch *et al.*, 2011). O modelo SWAT estima o transporte de azoto com base na concentração do azoto na água e no fluxo de água em cada camada do solo (Eq. 11):

$$conc_{NO3, mobile} = \frac{NO3_{ly} \times \left(1 - \exp\left[\frac{-w_{mobile}}{(1 - \theta_e) \times SAT_{ly}}\right]\right)}{w_{mobile}} \quad [2-12]$$

Em que $conc_{NO3, mobile}$ é concentração de nitratos na água numa determinada camada do solo ($kg\ N\ mm^{-1}H_2O$), $NO3_{ly}$ é a quantidade de nitrato na camada ($kg\ N\ ha^{-1}$), w_{mobile} é a quantidade de água numa camada do solo ($mm\ H_2O$), θ_e é a fração porosa em que os aniões são excluídos (adimensional) e SAT_{ly} é quantidade de água na camada de solo para que ocorra saturação ($mm\ H_2O$).

2.4.2.9 Crescimento de culturas

O crescimento de culturas no SWAT é adaptado do modelo *Erosion Productivity Impact Calculator* (EPIC). Inicialmente, a simulação do crescimento é feita sob condições ótimas de água, temperatura, azoto e fósforo, podendo corrigir-se este crescimento sob condições de stress (Neitsch *et al.*, 2011).

2.4.3 Calibração e Avaliação do modelo SWAT

2.4.3.1 Conceitos

A calibração corresponde ao processo de estimar parâmetros do modelo, comparando os resultados simulados (“*output*”) para determinadas condições, com os dados observados para as mesmas condições. A validação do modelo corresponde ao processo de demonstrar que o modelo é capaz de simular dados “suficientemente precisos”, utilizando os parâmetros determinados no processo de calibração (Moriasi *et al.*, 2007).

A calibração dos modelos pode ser realizada de três formas distintas, calibração manual, automática ou a combinação das duas. A calibração manual exige um maior consumo de tempo por parte do utilizador (Rusli *et al.*, 2016), devido à necessidade de executar o modelo, verificar se os dados simulados se ajustam aos dados observados e, caso contrário, ajustar o intervalo de valores dos parâmetros de entrada e repetir o processo até obter os melhores resultados possíveis. A calibração automática, embora seja a forma mais rápida para obter dados simulados próximos dos observados, é a forma em que há menos controlo na variação dos valores dos parâmetros, sendo essencialmente uma otimização matemática que não tem em conta as características físicas e químicas de muitos dos processos modelados (Abbaspour, 2015; Khoi & Thom, 2015).

2.4.3.2 O modulo de calibração e análise de incerteza, SWAT-CUP

O SWAT-CUP é um “programa interface”, através do qual o modelo hidrológico é acoplado a algoritmos de otimização, podendo ser utilizado para calibração, validação e análise de sensibilidade (Abbaspour, 2015). Os algoritmos presentes na interface SWAT-CUP são o método Markov Chain Monte Carlo (MCMC), o Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE), o Parameter Solution (ParaSol), Particle Swarm Optimization (PSO) e o Sequential Uncertainty Fitting Version 2 (SUFI-2) (Abbaspour, 2015; Tang *et al.*, 2012; Thavhana *et al.*, 2018).

O método SUFI-2, utilizado no presente trabalho, determina incertezas, expressas em intervalos de valores com distribuição de probabilidade a 95% denominados por 95PPU, através de processos sequenciais e de ajustamento. No método, todas as fontes de incerteza dos parâmetros são consideradas, tais como os dados de entrada, os parâmetros e a estrutura do modelo e os dados observados. No processo de execução do método SUFI-2, é realizada uma análise combinada de otimização e de incerteza através do método de procura global e a escolha dos valores dos parâmetros por iteração é imposta através da amostragem do

Hipercubo Latino³ (Abbaspour, 2015; Khoi & Thom, 2015). Para avaliar os dados simulados, expressos no intervalo de valores 95PPU, relativos aos dados observados, são utilizados dois índices estatísticos, o *P-factor* e o *r-factor* (Abbaspour, 2015; Khoi & Thom, 2015). Estes índices serão discutidos no ponto seguinte.

2.4.4 Indicadores de desempenho das simulações

Para avaliar o desempenho dos modelos de forma quantificada e objetiva, deve recorrer-se a indicadores estatísticos universais, que permitem determinar o grau de ajustamento entre os resultados simulados e os dados observados (Moriasi *et al.*, 2007). No SWAT-CUP, são utilizados vários indicadores estatísticos, sendo eles o *P-factor*, o *r-factor*, o Coeficiente Nash–Sutcliffe (NSE), o Coeficiente de determinação (R^2) e a Percentagem de viés (PBIAS) (Abbaspour, 2015; Moriasi *et al.*, 2007), apresentados nas Equações [2-13] a [2-17].

$$P\text{-factor} = \frac{\vartheta}{n} \quad [2-13]$$

sendo ϑ o número de dados modelados no intervalo dos 95PPU e n o número total de dados.

$$r\text{-factor}_i = \frac{\sum_{i=1}^n (U95PPU - L95PPU)}{n \times \sigma} \quad [2-14]$$

sendo $U95PPU$ o valor máximo da banda de 95PPU, $L95PPU$ o valor mínimo da banda de 95PPU e σ o desvio padrão.

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right]^2 \quad [2-15]$$

sendo O_i o i -ésimo valor observado, P_i o i -ésimo valor simulado, \bar{O} o valor médio observado e \bar{P} o valor médio simulado.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad [2-16]$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad [2-17]$$

O índice *P-factor* representa a fração dos dados observados que estão contidos no intervalo de valores 95PPU, e o *r-factor* representa a diferença média entre os valores máximos e

³ A Amostragem do Hipercubo Latino é um método de escolha de variáveis de entrada que estratifica o intervalo de valores de um certo parâmetro em partes iguais, assegurando que todas as porções do parâmetro são amostradas. O mesmo pode ser realizado com a combinação de vários parâmetros, demonstrado nesta dissertação, em que a ordem de seleção das porções de cada variável é escolhida aleatoriamente (McKay *et al.*, 1979).

mínimos de 95PPU, padronizada pelo desvio padrão dos dados observados. Num modelo perfeitamente ajustado à realidade, o valor de *P-factor* seria de 100% e o de *r-factor* seria de 0, considerando-se aceitável na calibração valores do *P-factor* acima de 70% e do *r-factor* próximos de 1 (Abbaspour, 2015).

O NSE é uma estatística padronizada que relaciona a magnitude relativa da variância dos resíduos com a variância dos dados observados. Este índice apresenta uma gama de valores entre $-\infty$ e 1, sendo o valor 1 considerado o ótimo (Moriasi *et al.*, 2007).

O coeficiente de determinação R^2 indica a correlação entre os valores simulados pelo modelo e os valores observados, avaliando a precisão do modelo. Este índice tem uma gama de valores entre 0 e 1, considerando-se o valor ótimo de 1 (Moriasi *et al.*, 2007).

Com a utilização do índice PBIAS, é verificada a tendência média dos dados simulados a serem superiores ou inferiores aos dados observados correspondentes. Valores positivos, do índice, correspondem a subestimativas dos *outputs* e valores negativos correspondem a superestimativas dos *outputs*, sendo o valor 0 considerado o ótimo (Moriasi *et al.*, 2007).

O RSR é um índice estatístico que normaliza o índice QMRE (Quadrado Médio Residual), através da incorporação do desvio padrão na fórmula. O valor ótimo deste índice é de 0 (Moriasi *et al.*, 2007).

O Quadro 2.6 apresenta os graus de avaliação das simulações consoante os valores dos índices NSE, R^2 , PBIAS e RSR.

Quadro 2.6 – Alguns indicadores estatísticos com respectiva classificação para valores mensais de caudais (adaptado das fontes Moriasi *et al.*, 2007, 2015)

Grau de avaliação	NSE	R^2	PBIAS (%)
Muito bom	$NSE > 0,80$	$R^2 > 0,85$	$PBIAS < \pm 5$
Bom	$0,70 < NSE \leq 0,80$	$0,75 < R^2 \leq 0,85$	$\pm 5 \leq PBIAS < \pm 10$
Satisfatório	$0,50 < NSE \leq 0,70$	$0,60 < R^2 \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$
Insatisfatório	$NSE \leq 0,50$	$R^2 \leq 0,60$	$PBIAS \geq \pm 15$

2.4.5 Estudos realizados com o modelo SWAT

O Quadro 2.7 apresenta uma compilação de referências bibliográficas, onde são mostrados os valores dos indicadores obtidos por vários autores na simulação de variáveis diversas com o modelo SWAT. Foram escolhidos estudos dos anos 2010, 2015 e 2019-2020 de forma a demonstrar uma evolução temporal, juntamente com trabalhos realizados em bacias portuguesas. Dado existir uma elevada quantidade de publicações, foram escolhidos apenas alguns exemplos nos anos acima mencionados.

Quadro 2.7 – Resumo de estudos publicados utilizando o modelo SWAT

Fonte	Ano	País	Área da Bacia (km ²)	Indicador	Intervalo de Tempo	Índices					
						Calibração			Validação		
						R ² [c]	NSE[d]	PBIAS (%) ^[e]	R ² [c]	NSE[d]	PBIAS (%) ^[e]
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	50	Caudal	Diário	0,60	0,58	-11,80	0,75	0,73	-10,33
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	7 405	Caudal	Diário	0,74	0,73	6,24	0,71	0,70	7,26
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	32	Azoto Total	Mensal	0,66	0,50	x	0,50	0,33	x
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	7 405	lão Nitrato	Diário	0,65	0,52	-10,41	0,62	0,61	11,18
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	32	Fósforo total	Mensal	0,72	0,60	x	0,89	0,73	x
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	7 405	lão fosfato	Diário	0,51	0,50	0,07	0,30	0,19	29,57
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	7 405	Sedimentos	Diário	0,64	0,63	-16,15	0,31	0,25	24,26
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	3 600	E. Coli ^[b]	Pontual	0,24	0,11	x	0,26	0,21	x
(K. R. Douglas-Mankin <i>et al.</i> , 2010)	2010	EUA ^[a]	75	Coliformes fecais	Diário	0,42	0,20	x	x	x	x
(Meaurio <i>et al.</i> , 2015)	2015	Espanha	4,6	Caudal	Diário	0,87	0,75	-2,48	0,80	0,62	15,45
(Jackson-Blake <i>et al.</i> , 2015)	2015	Escócia	51	Caudal	Diário	0,75	0,71	6,80	x	x	x
(Mehdi <i>et al.</i> , 2015)	2015	Alemanha	980	Caudal	Anual	0,96	0,96	1,40	0,83	0,81	0,67
(Mehdi <i>et al.</i> , 2015)	2015	Alemanha	980	Caudal	Mensal	0,79	0,77	13,50	0,78	0,75	13,30
(Mehdi <i>et al.</i> , 2015)	2015	Alemanha	980	Caudal	Diário	0,59	0,57	13,80	0,69	0,68	3,34
(Zhou <i>et al.</i> , 2015)	2015	EUA ^[a]	182	Azoto Total	Mensal	0,57	-0,74	x	0,48	-2,49	x
(Mehdi <i>et al.</i> , 2015)	2015	Alemanha	980	lão Nitrato	Mensal	0,77	0,77	-11,80	0,71	0,72	16,60
(Jackson-Blake <i>et al.</i> , 2015)	2015	Escócia	51	Fósforo total	Diário	0,08	0,06	-8,80	x	x	x
(Mehdi <i>et al.</i> , 2015)	2015	Alemanha	980	Fósforo total	Mensal	0,71	0,47	33,50	0,70	0,52	27,70
(Asadzadeh <i>et al.</i> , 2015)	2015	Canadá	331	lão fosfato	Diário	x	x	-9,00	x	x	x
(Jackson-Blake <i>et al.</i> , 2015)	2015	Escócia	51	Sedimentos	Diário	0,05	0,02	-29,00	x	x	x
(Niazi <i>et al.</i> , 2015)	2015	EUA ^[a]	37	E. Coli ^[b]	12 dias	x	0,36	x	x	0,31	x
(Niazi <i>et al.</i> , 2015)	2015	EUA ^[a]	37	Coliformes fecais	12 dias	x	0,47	x	x	0,29	x
(Serpa <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	6	Azoto total	Diário	x	0,56	-16,4	x	0,52	-10,0
(Serpa <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	6	Azoto total	Mensal	x	0,68	-16,4	x	0,92	-10,0

Quadro 2.7 – Resumo de estudos publicados utilizando o modelo SWAT (continuação)

Fonte	Ano	País	Área da Bacia (km ²)	Indicador	Intervalo de Tempo	Índices					
						Calibração			Validação		
						R ² [c]	NSE[d]	PBIAS (%) ^[e]	R ² [c]	NSE[d]	PBIAS (%) ^[e]
(Serpa <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	6	Fósforo total	Diário	x	0,76	-22,8	x	0,80	18,8
(Serpa <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	6	Fósforo total	Mensal	x	0,79	-22,8	x	0,92	18,8
(Nunes <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	528	ET efetivo	Mensal	x	x	x	0,75	0,71	2,5
(Nunes <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	528	Caudal	Mensal	0,86	0,80	8,9	0,86	0,76	-22,2
(Nunes <i>et al.</i> , 2017)	2017	Portugal	528	Transporte de Sedimentos	Mensal	0,69	0,41	-1,2	0,53	0,52	-15,4
(Almeida <i>et al.</i> , 2018) (Moinho Novo)	2018	Portugal	x	Caudal	Diário	0,41	x	0,90	0,41	x	x
(Almeida <i>et al.</i> , 2018) (Moinho Novo)	2018	Portugal	x	Caudal	Mensal	0,71	x	0,33	0,68	x	x
(Almeida <i>et al.</i> , 2018) (Ponte Vila Formosa)	2018	Portugal	x	Caudal	Diário	0,31	x	2,93	0,24	x	x
(Almeida <i>et al.</i> , 2018) (Ponte Vila Formosa)	2018	Portugal	x	Caudal	Mensal	0,58	x	2,97	0,52	x	x
(Jeong <i>et al.</i> , 2019)	2019	EUA ^[a]	x	Caudal	Mensal	0,81	0,74	7,79	0,69	0,70	15,00
(Sorando <i>et al.</i> , 2019)	2019	Espanha	1 271	Caudal	Diário	0,42	0,41	-2,20	0,53	0,52	-3,20
(Sorando <i>et al.</i> , 2019)	2019	Espanha	1 271	Caudal	Mensal	0,63	0,62	1,50	0,52	0,51	2,10
(Dakhlalla & Parajuli, 2019)	2019	EUA ^[a]	x	Azoto Total	Diário	0,32	0,07	x	0,13	-0,09	x
(Sorando <i>et al.</i> , 2019)	2019	Espanha	1 271	lão Nitrato	Mensal	0,64	0,64	0,40	0,63	0,61	-2,40
(Jeong <i>et al.</i> , 2019)	2019	EUA ^[a]	x	lão amónio	Mensal	0,73	0,62	-4,82	x	x	x
(Dakhlalla & Parajuli, 2019)	2019	EUA ^[a]	x	Fósforo total	Diário	0,82	0,77	x	0,79	0,73	x
(Jeong <i>et al.</i> , 2019)	2019	EUA ^[a]	x	lão fosfato	Mensal	0,37	-1,30	4,55	x	x	x
(Jeong <i>et al.</i> , 2019)	2019	EUA ^[a]	x	Sedimentos	Mensal	0,58	0,44	15,51	0,44	-1,78	5,78
(Mohammed <i>et al.</i> , 2019)	2019	Noruega	40,4	E. Coli ^[b]	x	0,31	0,30	x	x	x	x
(X. Zhang <i>et al.</i> , 2020)	2020	China	4 348	Coliformes fecais	Mensal	0,64	0,58	x	x	x	x
(Almeida <i>et al.</i> , 2021)	2021	Portugal	1 200	Altura da superfície da água	Mensal	0,92	x	x	x	x	x

[a] – Estados Unidos da América; [b] – *Escherichia coli*; [c] – Coeficiente de determinação; [d] – Índice de Nash-Sutcliffe; [e] – Percentagem viés

3 Materiais e Métodos

3.1 Área de estudo

A área em estudo localiza-se dentro da Bacia Hidrográfica do Tejo (BHT), descrita no Capítulo 2.2, que, por sua vez, se localiza na Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5⁴). Foram escolhidas para o início do trabalho, as sub-bacias mais próximas da Zona Vulnerável do Tejo, tal como mostra a Figura 3.1. A decisão final relativa à sub-bacia a modelar resultou de um processo iterativo descrito ao longo do trabalho, em função, entre outros fatores, da existência de séries de dados hidrológicos de qualidade e com a quantidade necessária.

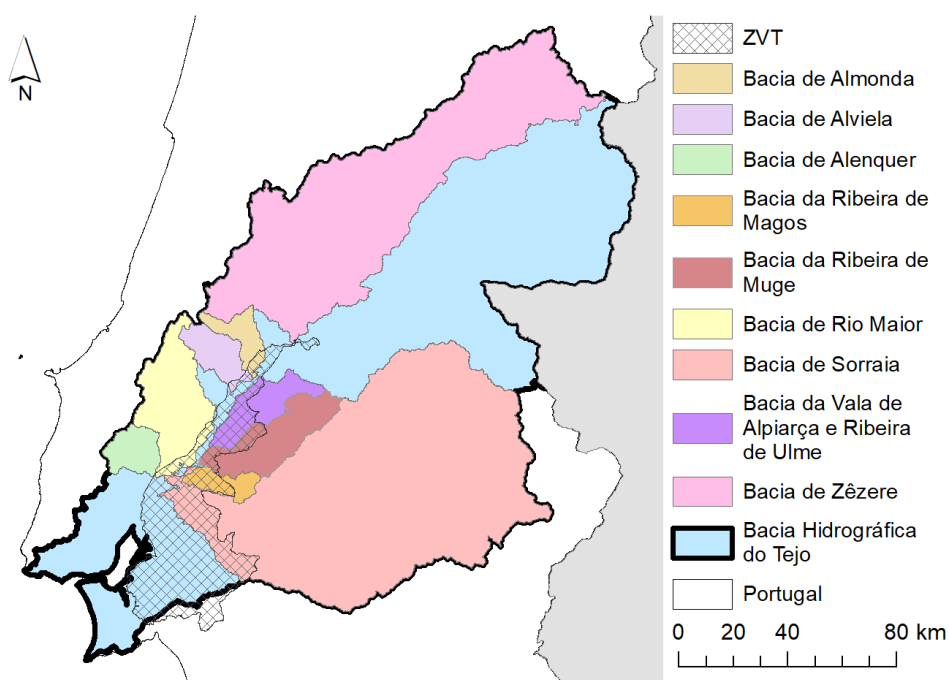


Figura 3.1 – BHT com as suas sub-bacias consideradas no início do presente estudo e sua localização relativamente à Zona Vulnerável do Tejo.

3.2 Dados utilizados e a sua origem

Procedeu-se à recolha de informação a partir de diversas fontes, de modo a construir uma base de dados associada aos concelhos abrangidos pelas sub-bacias em estudo, relativa a tipos de solos, uso do solo (industrial, agrícola, urbano), principais tipos de culturas e de pecuária, dados meteorológicos, incluindo precipitação, temperaturas mínimas e máximas, velocidade do vento, humidade relativa e radiação solar, topografia, linhas de água e rede hidrométrica.

⁴ Como definida e identificada na Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro de 2005, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho.

Foram utilizadas algumas páginas de consulta pública *online*, tais como o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), o Instituto Nacional de Estatística (INE), a Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), o Sistema Nacional de Informação do Ambiente (SNIAmb), o Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente (IHERA) e o Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIG).

Foram também consultadas outras fontes de informação tais como livros, artigos científicos e documentos “institucionais” nacionais e europeus, que serão adequadamente referidos ao longo do presente trabalho.

Para a obtenção do Modelo Digital do Terreno (MDT) foram utilizadas cartas digitais provenientes do Instituto Cartográfico do Exército, com escala de 1: 25 000 e desnível de 10 m, incluindo cartas de curvas de nível, de pontos cotados e da rede hidrográfica.

Para a informação geográfica e administrativa relativa aos concelhos incluídos nas sub-bacias, recorreu-se à Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP), disponibilizada na página *web* da Direção Geral do Território (Direção-Geral do Território, 2016).

Para a distribuição espacial dos solos na BHT recorreu-se às duas fontes bibliográficas seguintes:

- a) Carta de solos do Atlas da Água (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, 2009), que segue a classificação da WRB (*World Reference Base*), com informação à escala de 1: 100 000, e que foi utilizada para caracterizar os solos das sub-bacias em estudo;
- b) Mapa Digital mundial dos solos proveniente da FAO (MDFAO), que segue a classificação USDA *Soil Taxonomy*, com informação à escala de 1: 5 000 000, e que foi utilizado para comparar a classificação WRB da carta de solos do Atlas do Ambiente.

A informação de base referente ao uso do solo foi obtida a partir da CLC2012 (*Corine Land Cover 2012*). No entanto, esta informação não é suficientemente detalhada para o objetivo da presente dissertação, pelo que foi complementada pelos dados publicados no INE para cada concelho das bacias em estudo.

Os dados meteorológicos utilizados na dissertação provêm das estações associadas às sub-bacias do Rio Tejo, apresentadas na Figura 3.3. Para cada bacia, foram selecionadas as estações meteorológicas que a influenciam, na perspetiva de utilização do método dos Polígonos de Thiessen.

O Quadro 3.1 resume as diversas fontes *online* utilizadas na recolha dos dados, descrevendo-se seguidamente a metodologia empregue na recolha e seleção da informação relativa aos diferentes itens.

Quadro 3.1 – Fontes *online* utilizadas na recolha de informação

Tipo	Fonte Online	Observação
Solos e Topografia		
Altitude	Instituto Cartográfico do Exército	-
	Atlas da Água	Classificação WRB (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, 2009)
Solos	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)</i>	<i>FAO Digital Soil Map of the World (DSMW)</i> (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2019)
Classificação e Propriedades de solos	https://swat.tamu.edu/software/mwswat/	Classificação <i>USDA Soil Taxonomy</i> (Texas A&M University & Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), 2012)
Culturas		
Áreas	<i>Corine Land Cover 2012 (CLC2012), Versão 20</i>	(European Environment Agency (EEA), 2019)
Produtividade	INE	(Instituto Nacional de Estatística, sem data)
Monitorização		
Meteorologia	SNIRH	Precipitação diária e mensal (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, sem data-d)
	https://www.ecad.eu/	Temperatura do ar máxima e mínima diária (European Climate Assessment & Dataset, sem data)
Hidrometria	SNIRH	Caudal médio diário e mensal (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, sem data-a, sem data-b)
Massas de Água		
Albufeiras	SNIG	(Sistema Nacional de Informação Geográfica, sem data)
Aquíferos	SNIRH	(Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, sem data-c)
Delineamento geográfico		
Limites administrativos	http://www.dgterritorio.pt/	Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) (Direção-Geral do Território, 2016)

3.3 Metodologia para a seleção das sub-bacias a modelar

A seleção das sub-bacias para modelação hidrológica teve em consideração quatro critérios principais:

- a) A sua localização relativamente à ZVN;
- b) a disponibilidade de dados hidrométricos nos cursos de água;
- c) a disponibilidade de dados meteorológicos;
- d) a ocupação cultural predominantemente agrícola.

3.3.1 Delimitação das sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Tejo

A delimitação da BHT e das sub-bacias foi realizada com o auxílio da função *Watershed Delineator* do modelo SWAT, de acordo com os seguintes passos:

- a) Construção em ArcGIS, com recurso à função *Spatial analyst tools / Interpolation / Topo to Raster*, do (MDT) para a área que contém a BHT, com base na carta de curvas de nível, de pontos cotados e da rede hidrográfica. O MDT obtido apresenta uma resolução de 25 x 25 m em formato raster (Figura 3.2a);
- b) no ambiente informático do SWAT, foi sobreposto um ficheiro *raster*, ou, neste contexto “*mask*”, ao MDT para serem impostos os limites da bacia hidrográfica do Tejo;
- c) com base no MDT delimitado e numa nova resolução imposta (de acordo com a resolução mínima permitida pelo modelo), foram geradas células que armazenam a informação relativa à direção e acumulação do escoamento;
- d) a partir das células geradas, foi criada a rede de linhas de água (*Stream Network*), onde foram inseridas as localizações de secção final dos diversos cursos de água (*outlets*), correspondentes aos pontos de confluência com os diversos rios, para, a partir destes, deles serem delimitadas as sub-bacias. Localizaram-se também as secções onde existem as estações hidrométricas, de forma manual;
- e) por último, foi indicado o “*outlet*” que corresponde à secção de jusante da bacia de forma a criar os ficheiros que delimitam a bacia associada, juntamente com as suas sub-bacias.

Na delimitação da bacia do Rio Tejo, foi escolhido o “*outlet*” mais a jusante do rio, de forma a englobar as 23 sub-bacias principais do mesmo, apresentadas no PGRH da RH5.

As 131 sub-bacias geradas pelo SWAT, exibidas na Figura 3.2b, foram agregadas nas 23 sub-bacias apresentadas no PGRH (Lacasta *et al.*, 2016a).

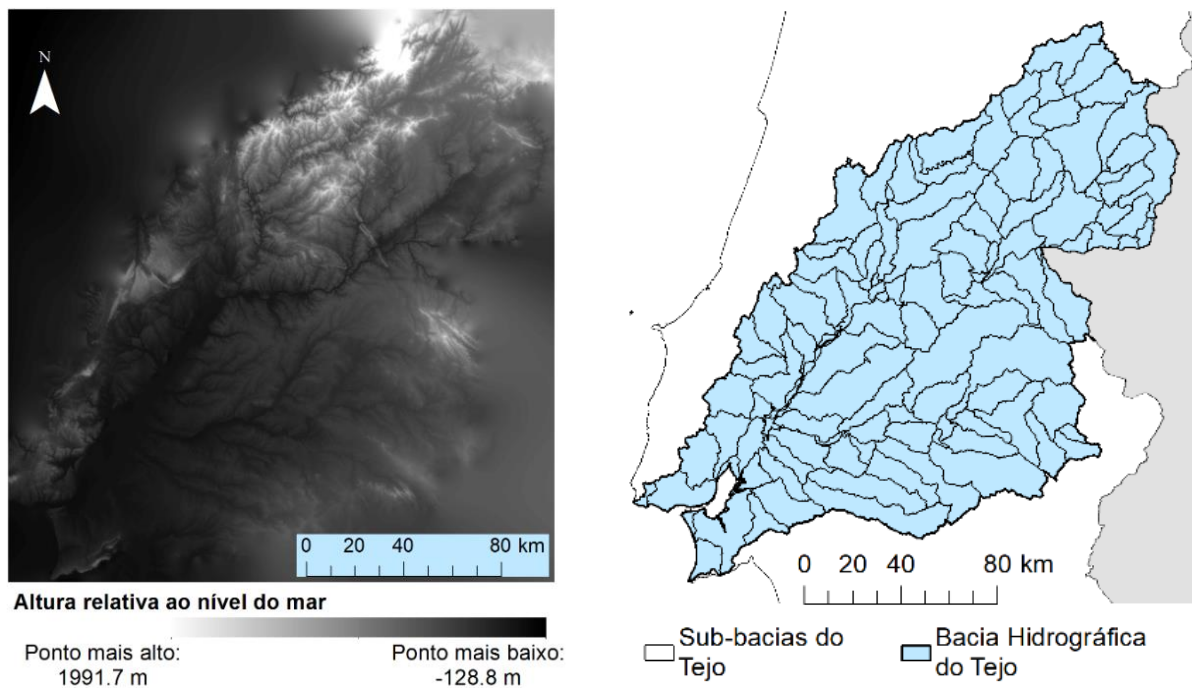


Figura 3.2 – a) MDT da bacia do Rio Tejo (unidades em metro); b) Sub-bacias geradas pelo SWAT.

3.3.2 Seleção de bacias com parte integrante na Zona Vulnerável aos Nitratos

A Figura 3.3 mostra as sub-bacias Almonda, Alviela, Alenquer e Sorraia, que foram eleitas para análise detalhada de acordo com as séries de dados meteorológicos e hidrométricos disponíveis, por estarem parcialmente contidas na ZVT. Por outro lado, como neste estudo não se pretende estudar o efeito de reservatórios artificiais sobre o escoamento natural na BH, optou-se por escolher sub-bacias que não contêm barragens. No caso da Bacia do Sorraia, embora existam algumas albufeiras, várias das suas sub-bacias não são influenciadas por elas, pelo que esta sub-bacia continuou a ser candidata à seleção.

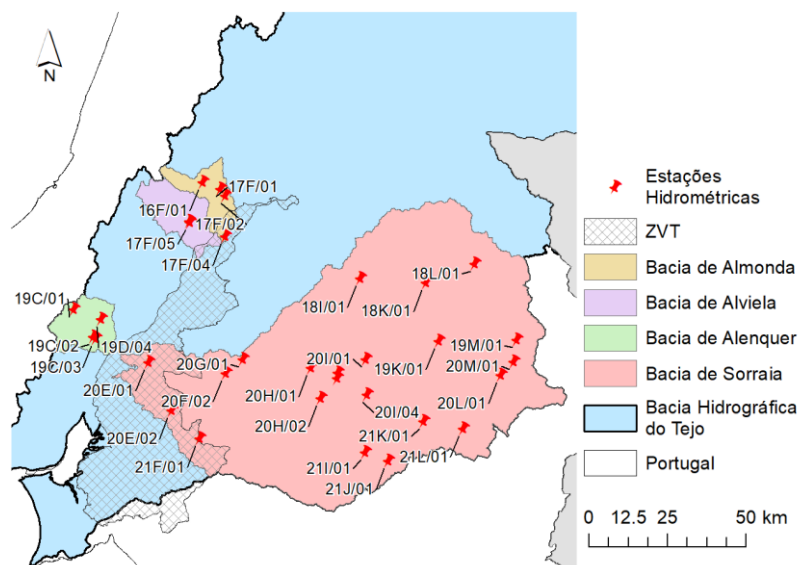


Figura 3.3 – BHT com sub-bacias parcialmente contidas na ZVN e respetivas estações hidrométricas.

Em resumo, as sub-bacias da BHT selecionadas para a fase seguinte são Almonda, Alviela, Alenquer e Sorraia.

3.3.3 Seleção das sub-bacias com dados meteorológicos e de escoamento

3.3.3.1 Estações hidrométricas existentes em cada sub-bacia

Nas estações hidrométricas do sistema nacional de monitorização, são registadas as séries temporais de escoamento (hidrogramas) relativas à secção transversal do curso de água onde se encontram instaladas. A Figura 3.3 mostra as estações hidrométricas localizadas nas sub-bacias selecionadas em 3.3.2 e o respetivo código. Com base na informação apresentada no Quadro A7.1 em anexo, que mostra o tipo de dados existentes e os períodos em que foram registados, verifica-se que, nas estações de cada bacia hidrográfica, os períodos de medição não são coincidentes e apresentam várias falhas ao longo do tempo operacional, devido à ausência de manutenção adequada, o que torna mais complicada a subsequente obtenção de todos os dados necessários para o modelador.

3.3.3.2 Estações meteorológicas existentes em cada sub-bacia

A Figura 3.4 a) mostra as estações meteorológicas existentes na BHT. Para uma primeira identificação das estações meteorológicas a considerar, delinearam-se, com recurso à ferramenta do ArcGis “*Create Thiessen Polygons (Analysis)*”, os polígonos de Thiessen a elas associados. Na Figura 3.4b, apresenta-se como exemplo o caso da Bacia de Barnabé, que é uma sub-bacia da bacia de Alenquer. Os polígonos definem áreas entorno de cada estação, de modo a que, qualquer ponto situado dentro dessa área está mais próximo dessa estação do que de qualquer outra estação (Calka *et al.*, 2017). Não foi possível aplicar esta metodologia a todas as estações meteorológicas, uma vez que os dados das estações do Instituto de Meteorologia (IM) não nos foram disponibilizados. Embora o método dos polígonos de Thiessen não seja o método através do qual o SWAT associa os dados meteorológicos às sub-bacias, este pode ser utilizado para filtrar as estações a selecionar. Este ponto será aprofundado no sub-capítulo 3.5.1. Assim sendo, foi realizada uma seleção prévia de postos meteorológicos, correspondentes àqueles cujas áreas de influência se localizavam no interior das sub-bacias identificadas em 3.3.3.1, mostradas em anexo no Quadro A7.2.

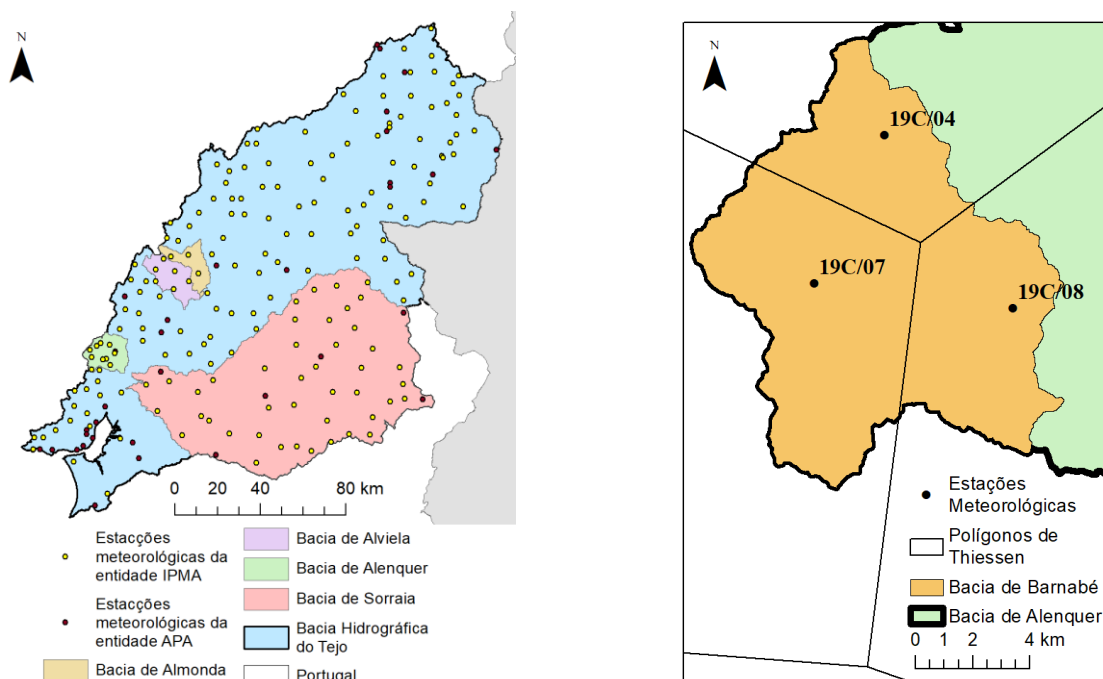


Figura 3.4 – a) Estações meteorológicas da APA e do IPMA na Bacia Hidrográfica do Tejo; b) estações meteorológicas e respetiva área de influência (Thiessen) na sub-bacia de Barnabé (Alenquer).

3.3.3.3 Teste à qualidade dos dados hidrométricos e meteorológicos

Para avaliar a qualidade dos dados hidrométricos e meteorológicos, foi realizado um teste gráfico/estatístico relativo à homogeneidade da média (teste da evolução temporal do valor médio (Matias, 2019)) e quatro testes estatísticos relativos a diferentes componentes da aleatoriedade (teste de autocorrelação e teste de tendência, adaptados do teste de Kendal, teste de homogeneidade da média e da variância, adaptados do teste de Mann-Whitney) (Matias, 2005).

No teste da evolução temporal do valor médio, a partir da série de precipitações ou escoamentos anuais, y_i , com $i = 1, 2, \dots, N$, sendo N o número total de anos com dados de precipitação ou escoamento, é obtida uma série com as precipitações ou caudais médios anuais parciais, \bar{y}_j , ao fim de j anos, como apresentado na seguinte Equação [3-1]:

$$\bar{y}_j = \frac{\sum_{i=1}^j y_i}{j}, \text{ com } j = 1, 2 \dots N \quad [3-1]$$

Se o gráfico com a evolução temporal de \bar{y}_j se aproximar de um patamar correspondente à média relativa aos N anos, \bar{y} , é provável que a série y seja homogénea. Caso contrário, deve suspeitar-se que não o seja.

Para ter uma base mais objetiva na avaliação do padrão temporal de \bar{y}_j , adiciona-se uma banda de confiança. Admitindo que os valores da série anual original têm distribuição de probabilidade normal $Y \sim N(\mu_y, \sigma_y^2)$, o que nem sempre é verdade relativamente aos

escoamentos anuais, em que μ_y e σ_y^2 representam a média e a variância da série, respetivamente, então, para $N > 10$ anos, pode estimar-se o erro padrão da precipitação (ou escoamento) anual média como $e_\mu = \frac{\sigma_y}{\sqrt{N_j}}$ e obter o intervalo de confiança para a média parcial \bar{y}_j , a $(1 - \alpha)\%$, como seguidamente se mostra na Equação [3-2]:

$$\begin{cases} \bar{y} \mp t_{1-\alpha/2, N-1} \frac{\sigma_y}{\sqrt{N_j}} & \text{se } N < 30 \\ \bar{y} \mp z_{1-\alpha/2} \frac{\sigma_y}{\sqrt{N_j}} & \text{se } N \geq 30 \end{cases} \quad [3-2]$$

em que t representa a variável *t-student* e z a normal padronizada.

Se algum valor de \bar{y}_j ultrapassar a banda de confiança, rejeita-se a homogeneidade da média e assim, da série, para o nível de significância, α_p , considerado. Em contrapartida, se os valores de \bar{y}_j estiverem contidos na banda de confiança, a evolução temporal da média é considerada homogénea, como apresentado no exemplo da Figura 3.5 e na Figura A7.1 em anexo.

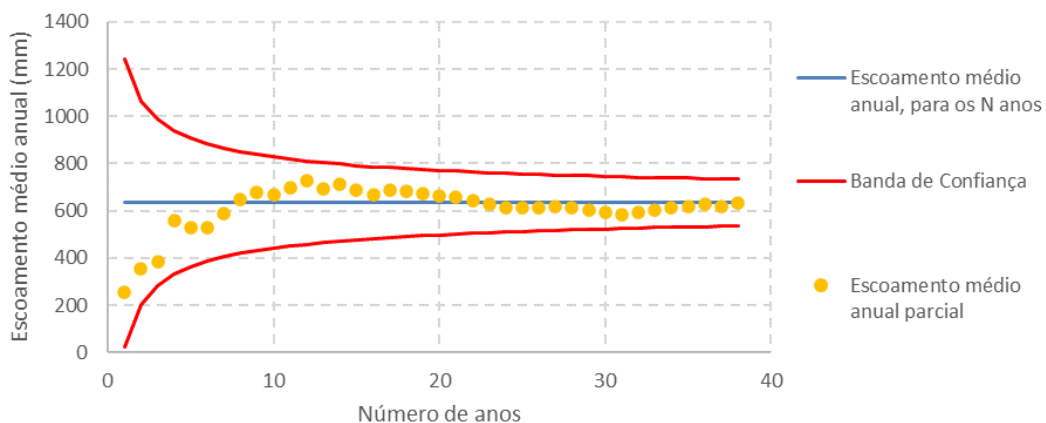


Figura 3.5 – Teste da evolução temporal do escoamento médio anual na Estação Ponte Ribeira Pernes (17F/03), para um nível de significância de 0,05 (intervalo de confiança de 95 %); Série homogénea.

Em relação aos dados de caudal, no teste da evolução temporal do valor médio, verifica-se que para os níveis de significância (α_p) de 0,05, 0,025 e 0,01 há dúvidas quanto à homogeneidade da estação hidrométrica de Ponte Santo Estevão (20E/02). Nos outros testes de aleatoriedade, novamente, a estação 20E/02 mostra quebra de homogeneidade, mas apenas na homogeneidade da variância para α_p de 0,05, como mostrado em Anexo no Quadro A7.3.

Em relação aos dados de precipitação, no teste da evolução temporal do valor médio, verifica-se que para α_p de 0,05 há dúvidas quanto à homogeneidade na bacia de Alenquer nas estações 18C/01 e 19C/07, na bacia de Alviela nas estações 17D/03, 17E/02, 17F/01 e 18E/01 e na bacia do Sorraia nas estações 21F/01, 21G/01, 21G/02, 21I/01, 22H/01 e 22H/02; para alfa de 0,025 há dúvidas quanto à homogeneidade na bacia de Alenquer na estação 18C/01,

na bacia de Alviela nas estações 17D/03 e 17F/01 e na bacia do Sorraia nas estações 22H/01 e 22H/02 e para alfa de 0,01 há dúvidas quanto à homogeneidade na bacia Alenquer na estação 18C/01, na bacia de Alviela na estação 17F/01 e na bacia do Sorraia na estação 22H/02.

Nos outros testes de aleatoriedade, múltiplas estações mostram quebra de homogeneidade, notando a presença em maior quantidade destas estações nas bacias de Alviela e do Sorraia, como demonstrado em anexo no Quadro A7.4. No entanto, é necessário notar que na estação 19C/07, como apenas tem dados de 4 anos, não foi possível testar a aleatoriedade, como é possível observar em anexo no mesmo quadro.

3.3.3.4 Sub-bacias a modelar

Com base nos critérios apresentados anteriormente e nos testes realizados aos dados hidrométricos e meteorológicos das estações das diversas sub-bacias, foi selecionada a bacia de Alenquer, que contém as sub-bacias de Barnabé e Ota.

3.4 Definição e caracterização das sub-bacias de Barnabé e da Ota

3.4.1 Delimitação das bacias e das sub-bacias

A delimitação da Bacia de Alenquer e das sub-bacias Barnabé e Ota foi realizada com base na metodologia apresentada em 3.3.1, omitindo-se a etapa a) e adaptando a etapa c). Nesta última, em vez da utilização da resolução mínima permitida pelo modelo, foi utilizada uma resolução suficientemente elevada para permitir uma maior pormenorização das HRU das sub-bacias, mas satisfatoriamente baixa de forma a não criar uma base de dados pesada ao ponto de inviabilizar o processo de criação do ficheiro da gestão do uso do solo, descrito em 3.7.

Na bacia de Alenquer, em particular, a resolução imposta foi superior às das sub-bacias de Barnabé e Ota (Quadro 3.2) de forma a preservar as fronteiras destas duas sub-bacias e, conseqüentemente, permitir atribuir os valores das variáveis calibradas às respetivas sub-bacias, na preparação do modelo da bacia de Alenquer. O Quadro 3.2 apresenta as áreas das células, que armazenam a informação relativa à direção e acumulação do escoamento, escolhidas para cada bacia hidrográfica, assim como o número de sub-bacias geradas a que deram origem.

Quadro 3.2 – Resumo do delineamento das sub-bacias das bacias de Alenquer, Barnabé e Ota

Bacia hidrográfica	Área das células (m ²)	Percentagem da área da célula relativa à área total da bacia (%)	Número total de sub-bacias geradas
Barnabé	100	8,84x10 ⁻⁵	57
Ota	50	8,39x10 ⁻⁵	61
Alenquer	200	6,93x10 ⁻⁵	87

3.4.2 Construção das Unidades de Resposta Hidrológica

Tal como foi elucidado na Capítulo 2.4.2, as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU) correspondem a áreas homogêneas e únicas em termos do tipo de solo, do seu uso e do declive, onde se considera que os processos hidrológicos atuam de modo semelhante. Todos os cálculos do modelo são realizados de acordo com os dados fornecidos em cada HRU (Akhavan *et al.*, 2010; Neitsch *et al.*, 2011)

3.4.2.1 Construção da *shapefile* de solos

O modelo SWAT apenas contém uma base de dados de solos organizados de acordo com os solos relativos aos vários estados dos EUA. Foi, por isso, necessário instalar a aplicação MWSWAT para se obter a base de dados com a classificação *World Reference Base* (WRB, 2015). Embora o sistema utilizado no Atlas da Água seja WRB, foi necessário adaptar a classificação presente à base de dados da aplicação MWSWAT. Esta adaptação efetuou-se em três etapas:

- Inicialmente, a classificação dos solos presentes na carta dos solos do Atlas da Água foi modificada para a chave WRB;
- seguidamente, esta chave foi mais detalhada e completada, com base na carta de solos mundial (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2019);
- por último, esta chave foi adaptada à chave presente na base de dados da aplicação MWSWAT.

Encontra-se o Quadro A7.5 em Anexo que apresenta as correspondências entre sistemas de classificação acima descritas.

3.4.2.2 Construção da *shapefile* dos usos do solo

Construiu-se um ficheiro para relacionar a informação relativa ao uso do solo da CLC2012 com a informação que consta na base de dados do SWAT, da seguinte forma:

- A informação geográfica dos *shapefiles* da CLC2012, dos concelhos e da Bacia Hidrográfica de Alenquer, foi unificada, com recurso à função “*Intercept*” do ArcGis. Através deste processo, foi possível identificar o uso do solo, em cada concelho, apenas na Bacia de Alenquer;
- foram associadas as legendas do *shapefile* da CAOP aos códigos da base de dados do SWAT, para viabilizar o acesso à informação da base de dados. Neste passo, foi

necessário verificar os dados do INE (Instituto Nacional de Estatística, 2011b, 2011a) e compilar a área relativa ocupada pelas culturas temporárias, permanentes e pelos sistemas culturais e parcelares complexos, em maioria para cada concelho, de forma a associar a classificação generalizada da CAOP com as culturas específicas, como é possível observar no Quadro A7.6 em Anexo.

- c) Este ficheiro do uso do solo foi utilizado, igualmente, para modelar as sub-bacias de Barnabé e Ota, incluídas na bacia de Alenquer.

3.4.2.3 Classificação dos declives

Os dados de declive introduzidos no modelo a serem posteriormente classificados, tiveram por base o MDT. Com base no declive médio e nas categorias de Cook (Morgan, 2005), os declives foram categorizados em quatro classes (0 a 5%, 5 a 10%, 10% a 15% e 15 a 9999%). Na Bacia de Barnabé verificou-se existir predominância da classe de declive de 10 a 15%, enquanto na Bacia de Ota predominou a classe > 15 %. Na bacia de Alenquer, que engloba as duas anteriormente referidas, predomina a classe de declives > 15 % (Quadro 3.3).

Quadro 3.3 – Reclassificação do declive no SWAT para as bacias eleitas

Classes de declive (%)	Bacias Hidrográficas					
	Barnabé		Ota		Alenquer	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
0 - 5	1213,2	10,7	1589,1	26,7	8523,0	29,5
5 - 10	2389,3	21,1	1261,0	21,2	6025,5	20,9
10 - 15	2841,1	25,1	974,0	16,3	5494,4	19,0
15 - 9999	4867,2	43,1	2133,3	35,8	8819,9	30,6

3.4.2.4 Obtenção e Simplificação das Unidades de Resposta Hidrológica

Após a construção e agregação das três *shapefiles*, obtiveram-se todas as combinações de solo, uso do solo e declive existentes em cada sub-bacia hidrográfica, tendo sido geradas as HRU através da função do SWAT “*HRU Definition*”.

O processo de simplificação das HRU efetua-se impondo um valor mínimo de área que se admite para o solo, uso do solo e declive. Deste modo, todas as HRU geradas que apresentam área inferior ao limite imposto, em pelo menos numa das três características, são substituídas pela maior HRU que com ela fazia fronteira, com área superior à mínima requerida. Este passo da eliminação das HRU com área muito pequena, não é obrigatório, no entanto, nesta dissertação optou-se por aplicá-lo devido às capacidades computacionais limitadas e para simplificar a introdução de dados no ficheiro de gestão do uso do solo. Impuseram-se então os limites de 10% no solo, uso do solo e declive para as bacias de Barnabé e Ota, e de 10% para o solo, de 7% para o uso do solo e de 10% para o declive para a bacia de Alenquer, com

base em Strauch *et al.* (2015). Embora sejam considerados adequados os valores de 10% para o solo, 20% para o uso do solo e declive, foram utilizados valores inferiores, para obter um modelo mais detalhado, nomeadamente do que respeita ao transporte de nutrientes, uma vez que, estes resultados são mais afetados pela simplificação atrás descrita (Her *et al.*, 2015).

Em particular, na bacia de Alenquer foi utilizado um valor limite para o uso do solo inferior ao das bacias de Barnabé e Ota, para possibilitar a implementação da área da ZVN nessa sub-bacia, que é muito reduzida.

Após esta operação, foi construído um ficheiro de texto que apresenta as áreas relativas aos solos, uso do solo e declives que pertencem à bacia e às sub-bacias, através da função do SWAT “*HRU Analysis report*”.

3.5 Dados meteorológicos

3.5.1 Estações meteorológicas

As estações meteorológicas para as Bacias de Alenquer, Barnabé e Ota, caracterizadas no Quadro 3.4 e apresentadas na Figura 3.6, foram escolhidas com base na metodologia descrita anteriormente, sendo estas as únicas influentes na bacia de Alenquer. A estação meteorológica Lisboa Geofísica, com o código 214, embora não esteja contida na bacia de Alenquer, é a estação mais próxima da mesma, que contém os dados de temperatura máxima e mínima para o intervalo de tempo a ser estudado.

Quadro 3.4 – Quadro resumo das Estações Meteorológicas utilizadas

Código da Estação	Nome da Estação	Coordenadas Y (m)	Coordenadas X (m)	Elevação (m)	Informação dos dados utilizados
19C/04	Penedos Alenquer	118 309,03	240 742,72	170	Precipitação
19C/07	Merceana	116 721,52	235 424,58	105	Precipitação
19C/08	Meca	123 984,35	234 829,27	186	Precipitação
19D/02	Ota	125 981,00	238 512,00	39	Precipitação
214	Lisboa Geofísica	111 450,53	195 020,97	77	Temperatura máxima e mínima

Nota: as coordenadas apresentadas no quadro não correspondem às coordenadas reais das estações por estas terem sido adaptadas ao sistema de coordenadas utilizado durante o processo SWAT.

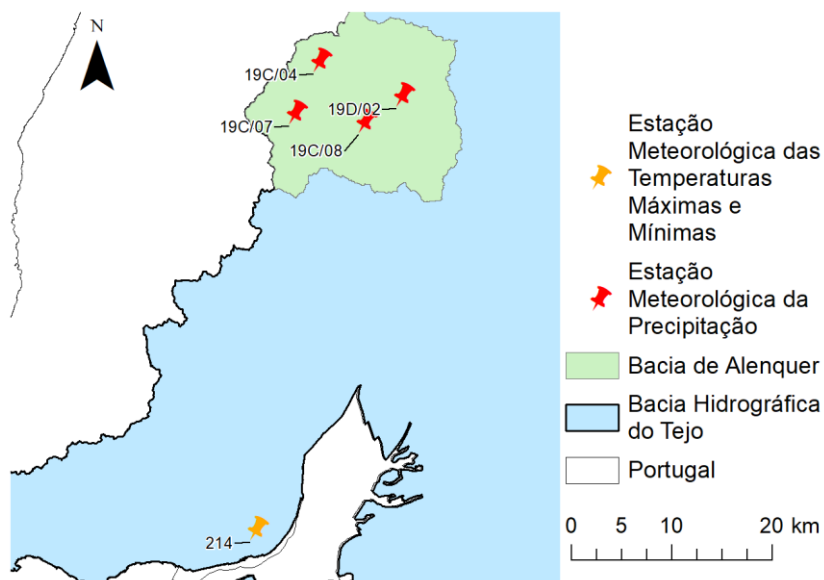


Figura 3.6 – Localização das Estações Meteorológicas utilizadas para modelar as bacias em estudo.

3.5.2 Programa WGEN

No modelo SWAT, para que possam ser utilizados os dados relativos às estações meteorológicas e respetiva associação às sub-bacias, houve a necessidade de ser criada uma tabela com a formatação correta relativa ao código e à localização (latitude, longitude e elevação) da estação.

O programa WGEN permite armazenar informações relativas às estações de uma forma simplificada, através da função “*Manage Stations Database*”, produzindo uma base de dados, na qual possibilita exportar uma tabela ajustada ao modelo SWAT, pela função “*ArcSWAT Input .txt Weather Files*”.

3.6 Criação da Base de Dados

A criação da base de dados que contém toda a informação descrita, corresponde à etapa final da preparação dos dados que permite executar o modelo. A função utilizada é a “*Write SWAT Input Tables*”, na qual foram seleccionados todos os componentes do SWAT.

Embora o modelo possa ser executado após esta etapa, foram necessárias alterações em alguns dos ficheiros produzidos, descritos nas secções seguintes deste documento.

3.7 Gestão do Uso do Solo

A Gestão do Uso do Solo (GUS) no modelo SWAT pode ser visualizada nos objetos “mgt1” e “mgt2” do ficheiro da base de dados criada do tipo *Access*. O objeto “mgt1” contém os dados relativos às condições iniciais das sub-bacias, enquanto que o objeto “mgt2” contém os dados relativos à GUS. Seguidamente, demonstra-se como se prepara a informação da GUS, de modo a ser aceite pelo SWAT.

3.7.1 Áreas agrícolas

A ocupação agrícola nas três bacias em estudo apresenta-se na Figura 3.7. As operações culturais modeladas no SWAT foram: (a) sementeira ou fim da dormência, no caso de algumas culturas perenes, (b) rega, (c) fertilização, (d) colheita da biomassa produzida pela cultura, com a restante biomassa da cultura adicionada ao solo, (e) recolha da biomassa produzida pela cultura e (f) rega automática, detalhadas adiante.

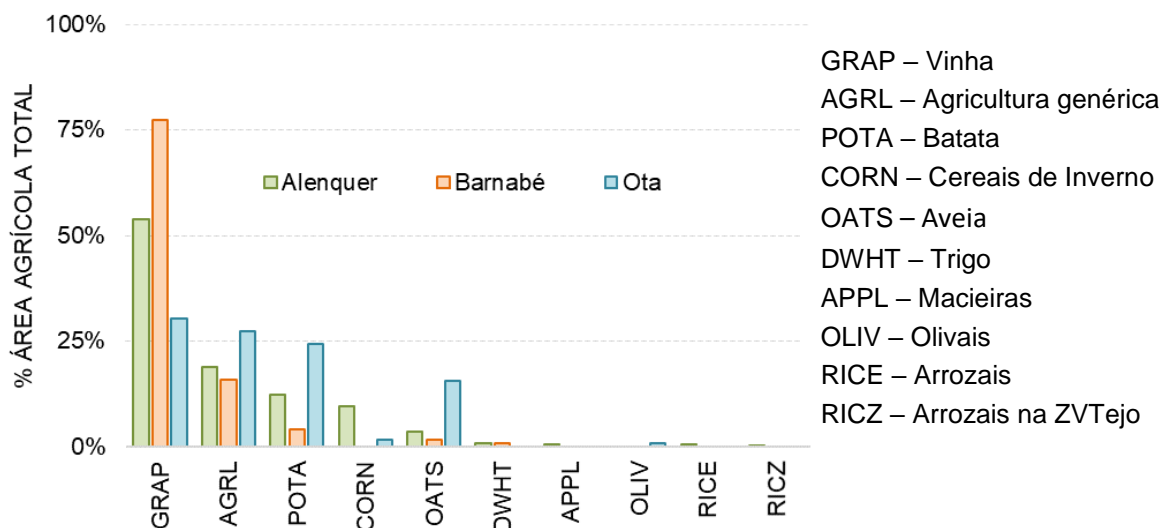


Figura 3.7 – Ocupação agrícola nas três bacias em estudo.

3.7.1.1 Sementeira/Início do crescimento

Esta operação corresponde, no caso das culturas anuais, à sementeira e, no caso das culturas perenes, à saída da dormência no início da primavera. No Quadro 3.5 estão apresentadas as datas de sementeira ou o início do crescimento das culturas, utilizadas neste trabalho, escolhidas com base na experiência e em fontes bibliográficas (Barros & Calado, 2012, 2014; Cordeiro & Inês, 2017; Figueiredo *et al.*, 2013; Petulante, 2013; Saraiva, 2015; White, 2003).

Quadro 3.5 – Datas de sementeira/início do crescimento para cada grupo de culturas

Cultura	Data	Cultura	Data
OLIV – Olival	15/02	RICE – Arrozais	30/04
AGRL – Agricultura genérica	01/03	RICZ – Arrozais na ZVT	30/04
APPL – Macieiras	01/03	POTA – Batata	01/05
GRAP – Vinha	01/03	DWHT – Trigo	01/11
CORN – Milho	01/04	OATS – Cereais de Inverno	01/11

Relativamente às culturas, foram ainda introduzidas no modelo SWAT as unidades de calor necessárias para ser atingida a maturação (HEAT UNITS). Os valores utilizados são provenientes da base de dados do modelo, de acordo com a cultura em questão.

3.7.1.2 Fertilização

Esta operação permite a aplicação de fertilizantes azotados de origem animal e artificial (Arnold *et al.*, 2013). No presente trabalho optou-se por dividir a fertilização em quatro aplicações:

- a) aplicação de estrume animal alguns dias antes da sementeira;
- b) fertilização de fundo no dia da sementeira, ou início do crescimento da biomassa;
- c) primeira fertilização de cobertura, um mês após sementeira nas culturas arvenses e 15 dias após a sementeira nas culturas hortícolas;
- d) segunda fertilização de cobertura, um mês após a primeira nas culturas arvenses e 15 dias após a primeira cobertura nas culturas hortícolas. Pode ver-se o calendário detalhado no Quadro A7.7 em Anexo.

Nesta etapa, foi necessário introduzir a data (dia e mês) em que ocorre a operação, o código da operação (MGT_OP), o fertilizante a ser introduzido (FERT_ID), a quantidade de fertilizante a ser introduzido em quilogramas (FRT_KG) e a fração do fertilizante que é aplicado à superfície do solo (FRT_SURFACE) (Arnold *et al.*, 2013).

O preenchimento dos campos relativos à fertilização ocorreu da seguinte forma:

- a) No campo do código da operação foi introduzido o valor 3, correspondente à fertilização;
- b) no campo FERT_ID, para a fertilização de origem animal, foi escolhido estrume de bovino e para a fertilização azotada foi escolhido azoto mineral;
- c) campo FRT_SURFACE foi introduzido o valor de 0,01 para a fertilização azotada na sementeira e de 1 para as restantes fertilizações.

Fertilização de origem animal

Para determinar a quantidade de estrume a ser aplicado, consultou-se na base de dados do INE o efetivo animal presente nas bacias de Barnabé e Ota e da zona da bacia de Alenquer, que não inclui Barnabé e Ota (SOB). Sendo os dados disponibilizados decenais, para os anos 1989, 1999 e 2009, os dados relativos ao ano de 1989 foram atribuídos no modelo aos anos 1989 a 1998, os de 1999 foram atribuídos aos anos 1999 a 2008 e os de 2009 foram atribuídos aos anos 2009 a 2012. Uma vez que os dados do INE são apresentados por freguesias, foi calculado o número de efetivo animal presente nas bacias por freguesia, sendo apresentado como exemplo o Quadro A7.8.

De forma a simplificar a introdução de operações no modelo SWAT, foi decidido utilizar estrume de apenas uma espécie animal. Para tal, foi calculado o azoto total gerado no efluente pecuário, com base no número de animais, de acordo com a metodologia apresentada por (Faro, 2018). A espécie bovina foi a que produziu mais azoto (Quadro A7.8), em toda a área da bacia de Alenquer e em todo o período em estudo (1989 a 2012).

Calculou-se a quantidade de azoto disponível para a fertilização, por hectare e por ano, através da distribuição do azoto presente no efluente pela a área cultivada das bacias, nos anos de 1989, 1999 e 2009, como apresentado no Quadro 3.6.

Quadro 3.6 – Azoto proveniente de efluentes pecuários nas bacias em estudo

Ano	Zonas	Área Total (km ²)	Área cultivada (km ²)	Produção de azoto (kg N ano ⁻¹)	Produção de azoto (kg N ano ⁻¹ ha ⁻¹)
1989	Bacia de Barnabé	113	102	69 683	6,85
	Bacia de Ota	60	26	60 631	23,02
	SOB	116	54	52 826	9,84
1999	Bacia de Barnabé	113	102	27 658	2,72
	Bacia de Ota	60	26	24 137	9,16
	SOB	116	54	22 328	4,16
2009	Bacia de Barnabé	113	102	15 453	1,52
	Bacia de Ota	60	26	12 948	4,92
	SOB	116	54	11 637	2,17

Para a utilização destes dados no modelo, foi necessário converter as quantidades de azoto em quilogramas de estrume, uma vez que é nessa forma que tem de ser introduzido no campo FRT_KG. Assim, a quantidade de azoto produzida foi dividida pelo fator 0,03, que corresponde à quantidade de azoto presente no estrume bovino num quilograma de fertilizante. Este fator encontra-se na base de dados do SWAT, correspondendo à categoria de estrume bovino.

Fertilização azotada

Para estimar a quantidade de fertilizante mineral azotado a ser introduzido no solo, em cada cultura, foi utilizada a informação que consta no “*Código das Boas Práticas Agrícolas*” (Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas, 1997), onde são atribuídos, por cultura, necessidades de fertilização para diferentes produtividades. Os dados relativos às produtividades foram retirados do INE (Instituto Nacional de Estatística, sem data) para os anos de 1980 a 2012. A repartição do azoto pelas diferentes aplicações foi feita de acordo com a prática comum: 40% na sementeira, 30% na 1.º Cobertura e 30% na 2.º Cobertura.

Em anexo (Quadro A7.9) está um exemplo do cálculo da fertilização azotada da vinha para a bacia Barnabé, zona centro.

3.7.1.3 Rega

Existem duas opções para simular a rega no modelo SWAT: a rega manual e a rega automática.

No caso da rega manual, é necessário introduzir as datas de rega (dia e mês), a origem da água de rega (em todos os casos foi o aquífero modelado pelo SWAT), a sub-bacia donde se

extrai a água de rega, as dotações de rega, que variaram de cultura para cultura (mm), a eficiência da rega, que varia de acordo com o sistema de rega e o ano, e a fração de água destinada a escoamento superficial. Embora nesta modalidade seja possível realizar uma parametrização mais real da rega, a sua realização é morosa no caso de se optar por regas com frequências superiores às mensais. A rega manual foi considerada para todas as culturas das três bacias, embora na bacia de Alenquer também se tenha recorrido à modalidade de rega automática. Para utilizar a modalidade de rega automática, devem ser indicados os valores limite admitidos de stress hídrico, a partir dos quais o modelo desencadeia as regas (mm).

Dotação útil, Eficiência de rega e dotação total

Para preencher o campo da quantidade de água a ser introduzida nas culturas no modelo SWAT, foi necessário calcular a dotação útil para cada cultura na bacia. Com base nos consumos de água medidos por (Sousa & Morais, 2011) nos anos 2006/2007 e nas eficiências de rega medidos por (Pereira, 2004), calculou-se a dotação útil, D_u (mm), para os anos referidos e para cada grupo de culturas, fazendo:

$$D_u = D \times Ef \quad [1]$$

em que D corresponde à dotação e Ef corresponde à eficiência da rega.

Quadro 3.7 – Consumos e eficiências de rega para o ano de referência de 2006/2007

Cultura	D (mm) ⁽¹⁾	Ef ⁽²⁾	D_u (mm)
Pomares	787	0,85	669
Vinha	200	0,86	172
Hortícola	500	0,82	410
Olivais	300	0,88	264
Milho	565	0,73	412

(1) Sousa & Morais, 2011, (2) Pereira, 2004.

Considerando as evoluções tecnológicas dos sistemas de rega, estimou-se o aumento das eficiências associadas e, aplicando estes valores às dotações úteis, foram calculadas as dotações para a série de anos a modelar (1980 a 2012), para cada ano e cada ciclo cultural. Considerou-se ainda uma frequência de rega semanal, tendo resultado as regas e dotações apresentadas no Quadro A7.10 em Anexo.

Tal como referido anteriormente, a introdução manual da rega no modelo SWAT é um processo moroso e propício a erros. Para tornar este processo mais simples e evitar a ocorrência de erros, utilizou-se o programa *Auto Mouse Click*. Este, é um programa simples de conceção de Macroinstrução (Macro) no computador, tendo sido criado ficheiros que armazenam conjuntos de comandos. Em Anexo, explica-se detalhadamente o funcionamento do método.

Rega Automática

Para além da Macro “*RepairAccess*” (Ver Anexo Figura A7.2), na bacia de Alenquer foi utilizada a operação de Rega Automática, em substituição da operação de Rega Manual.

Quando o tamanho do ficheiro *Access sub2* é aumentado, por introdução de nova informação de uma cultura numa sub-bacia, e compactado, múltiplas vezes, pode ultrapassar o limite máximo admissível de 2 GB, corrompendo o mesmo. Para tal não suceder, optou-se pela introdução da operação Rega Automática para os anos de 1992 a 2004. Desta forma, é apenas introduzido um conjunto de dados, em vez dos 18 a 27 conjuntos de dados relativos à rega manual.

Numa tentativa de simular uma Rega Automática semelhante à Rega Manual, a variável *IRR_MX* (quantidade de água que é introduzida no solo quando um certo nível de stress hídrico na planta é atingido) foi igualada ao valor da dotação à da Rega Manual.

3.7.1.4 Colheita

A operação de colheita pode ocorrer de duas formas no modelo SWAT: apenas com remoção da parte comercial da cultura, deixando no solo a restante biomassa, ou com a remoção total da biomassa da cultura. Para a operação de colheita foi necessário introduzir a data em que ocorre a operação (dia e mês), indicar o tipo de remoção e a fração da biomassa da planta que permanece no solo após colheita da parte comercial. As datas de colheita, juntamente com as informações relativas à colheita, apresentam-se no Quadro 3.8:

Quadro 3.8 – Datas de colheita para o tipo de uso do solo agrícola

Cultura	Data	Operação	Tipo de Remoção	de	Eficiência de remoção da biomassa
OLIV – Olival	15/10	Colheita	Colheita do grão		1
AGRL – Agricultura genérica	30/09	Colheita	Colheita do grão		1
APPL – Pomares	30/09	Colheita	Colheita da biomassa		1
GRAP – Vinha	30/09	Colheita	Colheita do grão		1
CORN – Milho	30/09	Colheita e remoção da cultura	-		1
RICE – Arrozais	01/09	Colheita e remoção da cultura	-		1
RICZ – Arrozais na ZVTejo	01/09	Colheita e remoção da cultura	-		1
POTA – Batatas	31/08	Colheita e remoção da cultura	-		1

DWHT – Trigo	31/03	Colheita e remoção da cultura	-	1
OATS – Aveia	31/03	Colheita e remoção da cultura	-	1

3.7.2 Usos não agrícolas

Os usos não agrícolas do solo correspondem a áreas habitacionais, estradas, minas, florestas, zonas arbustivas e aeroportos. Na bacia de Barnabé, esta área corresponde a 8,0% da área total da bacia, na bacia de Ota, a 55,7% e na bacia de Alenquer, que engloba as outras duas bacias, corresponde a 35,0% da área total (Figura 3.8).

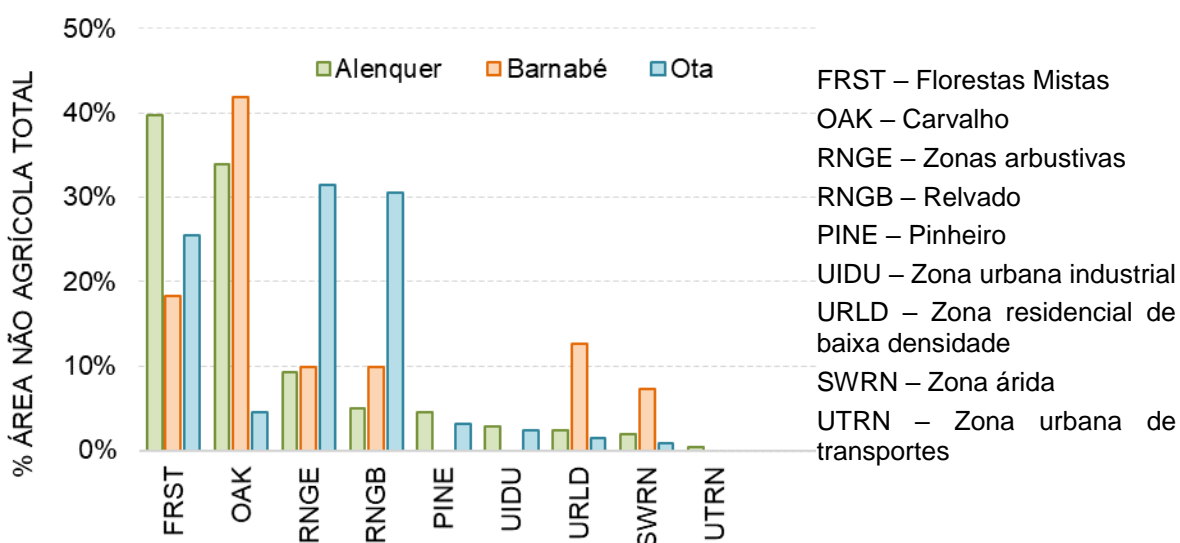


Figura 3.8 – Percentagem dos usos não agrícolas relativos à área total de área não agrícola das bacias.

3.8 Alteração de parâmetros na base de dados do SWAT

3.8.1 Linha de água principal

A parametrização da linha de água principal (.rte) consistiu na atribuição de valores medidos ou calculados com base em medições de: média da largura no topo, profundidade, declive médio e coeficiente de rugosidade (n de Manning) da linha de água principal.

Numa primeira fase, a largura do curso de água e o valor do n de Manning foram estimados simultaneamente através das curvas de vazão fornecidas no SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, sem data-a, sem data-b), num programa desenvolvido em ambiente *Excel*, após estipulada uma forma para a secção transversal e estimado o declive do fundo do curso de água nessa secção. Como o modelo SWAT considera a forma trapezoidal para o curso de água principal, esta foi a forma estipulada, tendo-se atribuído o valor plausível de dois metros para a profundidade do canal, com os taludes com a inclinação com a razão de 2 : 1 (altura por comprimento), sendo este valor inalterável.

Estimaram-se os valores de 0,32% para o declive médio do fundo do canal da Bacia de Barnabé e de 0,36% para o da Bacia de Ota. O primeiro valor foi calculado através da carta militar n.º 376, à escala de 1: 25 000, e o segundo valor foi calculado através da função “*Slope*” do ArcGis.

As estimativas obtidas para estes dois parâmetros apresentaram um intervalo de variação demasiado elevado, conduzindo por vezes a valores fisicamente irrealistas. Assim, considerou-se que seria preferível estimar a partir das curvas de vazão apenas o coeficiente de Manning, após obter uma estimativa realista para a largura do curso de água à superfície e na secção de medição dos caudais. Foi visitada a estação 19C/02 (Ponte Barnabé), apresentada na Figura 3.9a, tendo sido medida uma largura de 6,5 m. Não foi possível medir a largura do canal na estação 19D/04 (Ponte Ota) localmente, uma vez que foi decidido realizar o estudo da mesma numa fase mais avançada do trabalho. No entanto, foi utilizada a ferramenta de medição do *Google Maps*, para estimar a largura da secção do rio desta estação, como é possível observar na Figura 3.9, tendo-se atribuído o valor aproximado de 7 m.



Figura 3.9 – a) Estação Ponte Barnabé (19C/02); b) Zona da estação Ponte Ota (19D/04).

Fixando estes novos dados relativos à largura da secção nas estações, foi possível estimar novos valores de n de Manning associados às curvas de vazão disponíveis. Para avaliar a variabilidade dos valores obtidos, foram utilizados vários parâmetros estatísticos, apresentados no Quadro 3.9.

Quadro 3.9 – Parâmetros estatísticos relativos à estimativa do n de Manning

Parâmetros estatísticos	n de Manning ($m^{-1/3} s$)	
	Ponte Barnabé	Ponte Ota
Média	0,023	0,045
Mediana	0,021	0,043
Desvio Padrão	0,005	0,027
Coeficiente de Variação	0,228	0,592
Mínimo	0,018	0,015
Máximo	0,037	0,107

Os valores utilizados no modelo SWAT foram as medianas, sendo que, na fase de calibração, foram também utilizados os valores máximos e mínimos de modo a limitar o campo de variação dos valores atribuídos nas iterações realizadas pelo modelo.

3.8.2 Escoamento superficial e evapotranspiração

A parametrização apresentada no ficheiro relativo à bacia hidrográfica (.bsn) refere-se aos processos de formação do escoamento superficial (*“Rainfall-Runoff Method”*) e da evapotranspiração (*“PET Method”*). Uma vez que não se dispunha de dados horários de precipitação para aplicação de um método com alguma base física para a modelação da infiltração, como o método de Green-Ampt, disponível no SWAT, o qual permite estimar indiretamente o escoamento superficial produzido, optou-se pelo método empírico do número de escoamento do *Soil Conservation Service (SCS)*, bem adaptado a valores diários de precipitação e que conduz a uma estimativa direta do escoamento superficial na qual a precipitação dá origem e a uma estimativa indireta da infiltração diária. Para o cálculo da evapotranspiração optou-se pelo método de Hargreaves, cuja aplicação apenas requer dados de temperatura máxima e mínima do ar, já que os métodos de Priestley-Taylor e de Penman-Monteith requerem um conjunto de dados de que não se dispunha para as séries de anos que se pretendia estudar. As opções atrás referidas aplicaram-se às três bacias em estudo.

3.8.3 Uso do Solo/Culturas

Na base de dados de Uso do Solo, foi alterado apenas o índice máximo de área foliar (BLAI) da vinha para o valor de 4,5, uma vez que foi observado nos dados de saída um decréscimo precoce do índice de área foliar. Suplementarmente, é aconselhado aumentar este valor no caso de culturas muito densas, o que sucede na bacia de Alenquer (Arnold *et al.*, 2013).

3.9 Execução do modelo SWAT

Previamente à execução do SWAT, foi necessário executar dois comandos:

- a) “Write Input tables” => “Database Update”, para atualização das bases de dados;
- b) “Edit SWAT Input” => “Rewrite SWAT Input Files” para guardar as alterações na parametrização do uso do solo, da linha de água principal e da bacia hidrográfica.

Indicou-se também o período de tempo a modelar, especificando o n.º de anos para “aquecimento do modelo”⁵, o intervalo de tempo para os cálculos dos ficheiros de saída (diário, mensal ou anual) e os ficheiros de saída pretendidos (Figura 3.10).

⁵ O “aquecimento do modelo” é expressamente necessário quando não são introduzidos dados iniciais da bacia hidrográfica em estudo. Esta fase não é avaliada pelo modelo já que, nestes anos, os componentes do balanço hidrológico não se encontram regulares, especialmente o armazenamento de água no solo. Logo, é aconselhado para a análise hidrológica ser utilizado 3 a 5 anos de “aquecimento”.

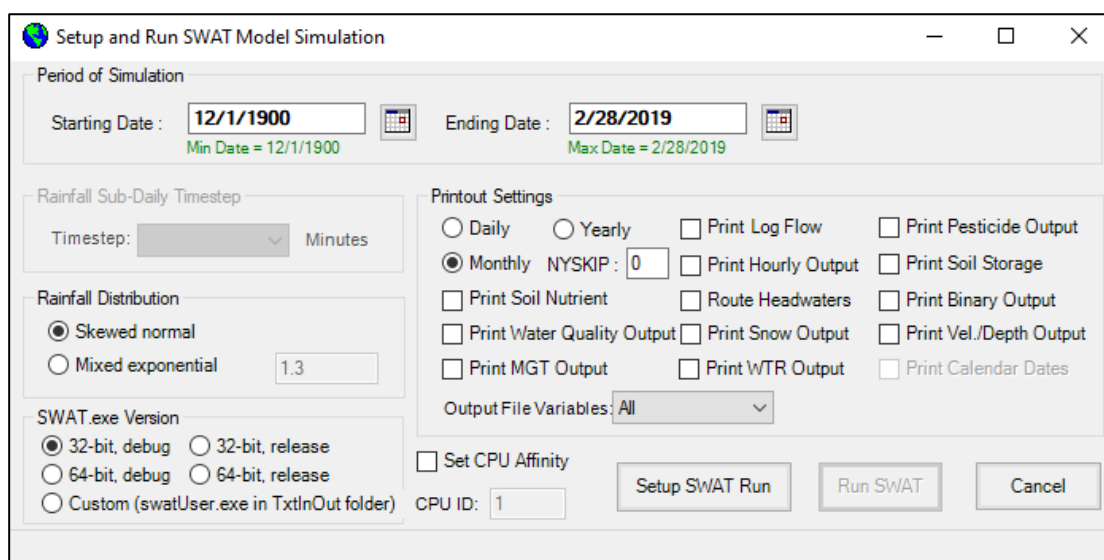


Figura 3.10 – Exemplo de janela inicial do modelo SWAT de configuração e execução.

O Quadro 3.10 apresenta os períodos de tempo utilizados em cada fase de modelação, atribuídos de acordo com a quantidade e qualidade das séries de dados existentes para cada uma das bacias. Os anos de “aquecimento” foram escolhidos com base em Abbaspour (2015).

Quadro 3.10 – Períodos de tempo utilizados nas diferentes fases da modelação

Bacia	Total	Fases da modelação		
		Aquecimento	Calibração	Validação
Barnabé	1980-1991	1980-1984	1985-1989	1990-1991
Ota	1980-1989	1980-1982	1983-1987	1988-1989

Apenas para a bacia de Alenquer escolheu-se o intervalo de 1980 a 2012 para análise de resultados.

Entre os ficheiros de saída que podem ser calculados pelo SWAT escolheram-se o “*Soil Nutrient*”, que apresenta os valores de nitratos e fósforo no solo, “*Water Quality Output*”, que apresenta os valores de nitratos e fósforo na água, tanto no curso de água, como nas massas de água no solo e “*MGT Output*”, que apresenta a gestão do uso do solo realizada e o resultado do mesmo, em termos de nutrientes, no solo.

3.10 SWAT – Calibration Uncertainty Programs (SWAT-CUP)

O *software* SWAT-CUP foi utilizado na presente dissertação com o objetivo de realizar análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo.

3.10.1 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi utilizada com a finalidade de avaliar o grau de influência dos parâmetros testados, dentro da amplitude de valores identificados para os mesmos, na simulação dos escoamentos mensais, de modo a simplificar a complexidade da parametrização (Bouslihim *et al.*, 2019), através do algoritmo SUFI-2, em que são calculados

valores de *p-value* para cada parâmetro (nível de significância atingido, relativo à hipótese nula de que o parâmetro em causa não tem peso significativo na resposta do modelo). Esta análise de sensibilidade corresponde à opção de análise global, em que todos os parâmetros mudam em cada iteração, ao contrário da análise de sensibilidade local em que apenas um parâmetro muda em cada iteração, mantendo-se os restantes inalterados. Para esta análise, a seleção dos parâmetros iniciais a testar procedeu-se de acordo com o aconselhado nas fontes bibliográficas (Abbaspour *et al.*, 2015) (Rocha *et al.*, 2015) e (Khalid *et al.*, 2016), sendo estes o número de escoamento do *Soil Conservation Service* CN2, a quantidade de água utilizável para as plantas no solo, SOL_AWC, e o fator de compensação da evaporação do solo, ESCO. A escolha destes parâmetros deveu-se a que a simulação do escoamento efetuada pelo modelo antes da calibração, que mostra até que ponto o modelo estabelecido reproduz o comportamento do nosso sistema, conduziu a caudais de cheia sistematicamente superiores aos registados, tanto na bacia de Barnabé como no da Ota.

Os parâmetros selecionados como relevantes para este modelo foram escolhidos através de análises de sensibilidade, primeiramente uma análise de sensibilidade individual a cada parâmetro, seguida de uma análise de sensibilidade global com os parâmetros aceites anteriormente, tendo-se verificado que os nove apresentados nos Quadro A7.11 e Quadro A7.12 em Anexo conduziam a alterações notáveis no caudal médio mensal nas bacias de Barnabé e Ota, respetivamente. Nos restantes parâmetros, mantiveram-se os valores atribuídos na parametrização inicial do modelo SWAT.

3.10.2 Calibração e Validação do modelo

Como referido anteriormente, o método de calibração utilizado no presente estudo consiste numa combinação das duas formas, manual e automatizada, de modo a manter-se o controlo sobre os valores atribuídos aos parâmetros a calibrar e não ter que calibrar simultaneamente um número muito elevado de parâmetros. A calibração manual foi efetuada através da metodologia descrita por Rusli *et al.* (2016) e com a escolha de parâmetros com base nos resultados da análise de sensibilidade, anteriormente descritos. Após a calibração manual, foi executada a calibração automática com base na metodologia descrita por (Abbaspour, 2015), em que foi realizada uma iteração com 1500 simulações com recurso ao algoritmo SUFI-2.

Em anexo, a Figura A7.3 apresenta um diagrama que mostra a ligação entre o algoritmo SUFI-2 e o modelo SWAT.

Após a obtenção de valores aceitáveis para *P-factor* e *r-factor* (*P-factor* a cima de 0,7 e *r-factor* próximo de 1,0 (Abbaspour, 2015), considerou-se que o intervalo de valores determinados nos parâmetros foram os desejados para continuar a calibração, verificando ao longo da calibração, os indicadores apresentados nas equações de [2-13] a [2-17]. Nesta dissertação foi escolhido como função objetivo o indicador Nash-Sutcliffe, no entanto, ao longo

da calibração, também foram acompanhados atentamente os restantes índices de ajustamento estimados pelo modelo, das equações referidas anteriormente, de forma a obter resultados que fossem considerados globalmente satisfatórios, com base na classificação de (Kouchi *et al.*, 2017; Moriasi *et al.*, 2007), como apresentado no Quadro 2.6. O indicador Nash-Sutcliffe foi escolhido porque, para além de ser comumente utilizado, é recomendado em simulações contínuas e pode ser utilizado para avaliar o desempenho do modelo relativamente a diversos *outputs* (caudal do rio, sedimentos, nutrientes, pesticidas, entre outros) e em diversas escalas temporais (Kouchi *et al.*, 2017; Moriasi *et al.*, 2007, 2015). Nas fases de calibração e validação, as variáveis de controlo foram as séries de caudais médios mensais.

3.10.3 Simulação do comportamento da bacia de Alenquer

Depois de calibrados e validados os parâmetros do modelo para as sub-bacias de Barnabé e Ota, foi necessário fazer a sua regionalização para a bacia de Alenquer, que não possui estação hidrométrica que registe os dados de escoamento na secção a jusante da bacia (Figura 3.11). Assim sendo, foi necessário parametrizar a bacia, tendo por base os parâmetros aos quais o modelo mostrou maior sensibilidade (Quadro A7.11 e Quadro A7.12) para as duas sub-bacias Barnabé e Ota.

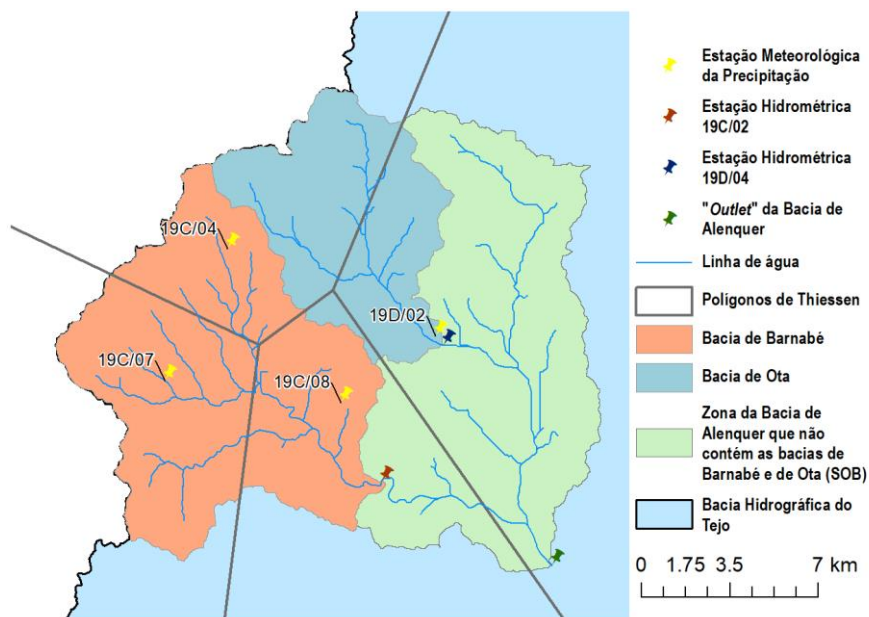


Figura 3.11 – Bacia de Alenquer e sub-bacias de Barnabé e Ota, com as respetivas linhas de água principais e localização das estações que forneceram os dados para a calibração e validação.

Heathman & Larose, 2007, Thampi *et al.*, 2010 e Wallace *et al.*, 2018 reportam que os parâmetros calibrados para uma bacia apresentam valores semelhantes aos parâmetros calibrados para as sub-bacias integrantes da bacia, para o mesmo período de tempo, nos casos em que as características da bacia e das sub-bacias sejam idênticas, nomeadamente,

o solo, o uso do solo e o declive. Não sendo este o caso da bacia de Alenquer, foram atribuídos valores aos parâmetros nos seus HRU seguindo-se o procedimento seguinte:

- Nas HRU das sub-bacias de Barnabé e da Bacia de Ota mantiveram-se os valores dos parâmetros calibrados anteriormente;
- nas HRU da zona SOB escolheram-se os valores dos parâmetros calibrados com base em diferentes categorias, sendo estes divididos por uso do solo, tipo de solo e HRU:
 - Às HRU com as categorias iguais apenas aos da Bacia de Barnabé, foram atribuídos os valores calibrados relativos aos da Bacia de Barnabé;
 - às HRU com as categorias iguais apenas aos da Bacia de Ota, foram-lhes atribuídos os valores calibrados relativos aos da Bacia de Ota;
 - para as HRU com as categorias iguais às das bacias de Barnabé e de Ota, foi calculada a média ponderada dos valores calibrados em cada uma, com base na área da categoria pertencente a cada bacia;
 - às HRU com categorias diferentes aos das bacias de Barnabé e da Ota, não foram alterados os valores por omissão atribuídos às variáveis.

4 Resultados e Discussão

4.1 Distribuição espacial das culturas e das práticas agronómicas

A Figura 4.1a mostra a ocupação do solo e a distribuição espacial das culturas na Bacia de Alenquer para o último ano do período em estudo (2012). Verifica-se que cerca de 40% da área apresenta uso não agrícola, consistindo este maioritariamente em florestas de carvalho, de pinheiro e mistas. Da área com utilização agrícola, aproximadamente 70% é ocupada por vinhas e agricultura genérica. Na região mais próxima da Zona Vulnerável do Tejo (perto da secção de jusante da bacia) concentra-se a cultura do milho e alguns arrozais.

A Figura 4.1b mostra a distribuição das dotações anuais de rega na bacia de Alenquer no último ano do período de estudo (2012). Verifica-se que a cultura na qual foi aplicada maior dotação de rega anual foi o milho. Esta foi também a cultura com maiores taxas de aplicação de fertilização azotada, o que, juntamente com a proximidade ao curso de água, origina potenciais riscos de contaminação do mesmo, como se pode ver na Figura 4.1c. A vinha, apesar de ser a cultura que predomina na bacia hidrográfica de Alenquer, apresenta, comparativamente ao milho, dotações de rega e taxas de aplicação de azoto mais reduzidas.

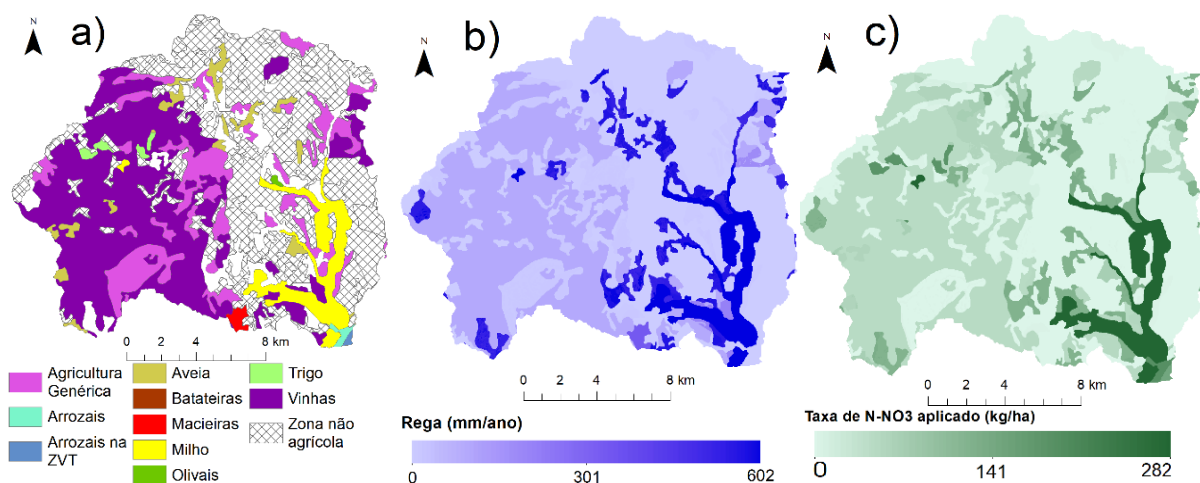


Figura 4.1 – Distribuição espacial de: a) culturas, b) dotação anual de rega, e c) taxa de aplicação de N na bacia hidrográfica de Alenquer no ano 2012.

4.2 Caudais médios mensais simulados pelo SWAT na fase de pré calibração

Após a execução do modelo para as bacias de Barnabé e Ota, foram analisadas as séries de caudal médio mensal simulado e comparadas com os dados observados nas secções de jusante, de forma a determinar a necessidade de calibração e validação. Na análise seguidamente apresentada, recorreu-se aos índices estatísticos referidos na secção 2.4.4. para avaliação da qualidade das simulações.

4.2.1 Bacia de Barnabé

A Figura 4.2 permite comparar um hidrograma de caudais médios mensais simulado para a bacia de Barnabé, com a correspondente série observada, visualmente e através dos índices de ajustamento R^2 , NSE e PBIAS.

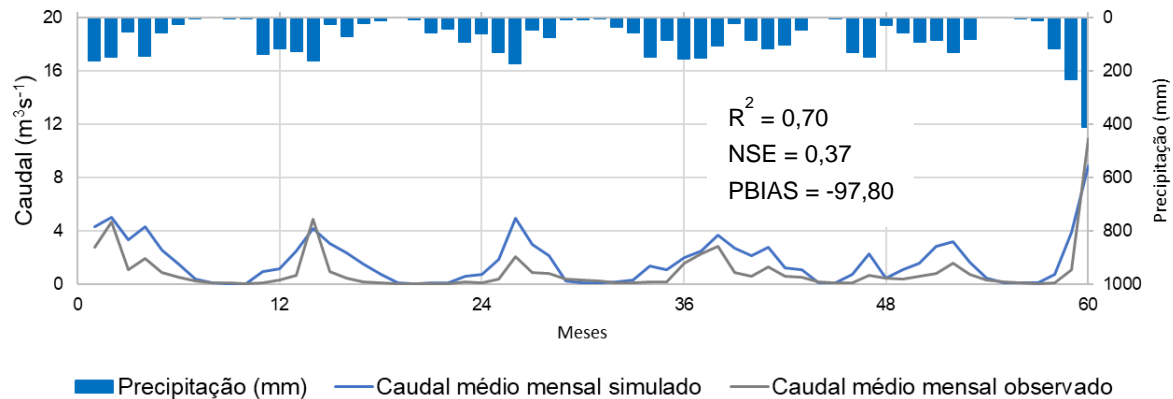


Figura 4.2 – Séries temporais (1985 a 1989) de caudal médio mensal observado e simulado (pré calibração) para a Bacia de Barnabé e índices estatísticos da simulação (R^2 é o coeficiente de determinação, NSE é o índice de Nash-Sutcliffe e PBIAS é a percentagem de viés). O mês zero corresponde a dezembro de 1984.

De acordo com o Quadro 2.6, considerou-se satisfatória a simulação dos caudais médios mensais de acordo com o índice de R^2 (Figura 4.3), isto é, cerca de 70% da variabilidade do escoamento é explicada pelo modelo. No entanto, de acordo com os índices NSE e PBIAS, o desempenho do modelo é considerado insatisfatório. A razão para esta discrepância entre índices deve-se ao modelo simular satisfatoriamente os períodos de ascensão e recessão do hidrograma, razoavelmente os valores extremos (mesma ordem de grandeza em grande parte dos casos), daí o valor razoável para R^2 e positivo para NSE, mas, ao mesmo tempo, sobrestimar sistematicamente os caudais médios mensais, como se pode ver graficamente, através do valor de PBIAS claramente negativo e da relação entre ambos os hidrogramas apresentada na Figura 4.3. Por esta razão, o modelo foi submetido a uma fase de calibração de alguns parâmetros.

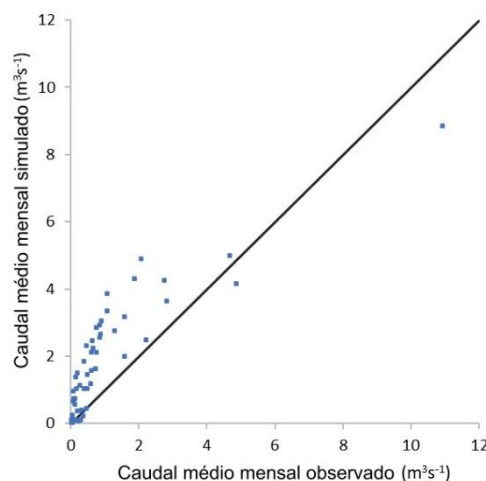


Figura 4.3 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado na fase pré calibração da bacia de Barnabé.

4.2.2 Bacia de Ota

A Figura 4.4 permite comparar um hidrograma de caudais médios mensais simulado para a bacia de Ota, com a correspondente série observada. A Figura 4.5 mostra a relação entre estes valores simulados e observados.

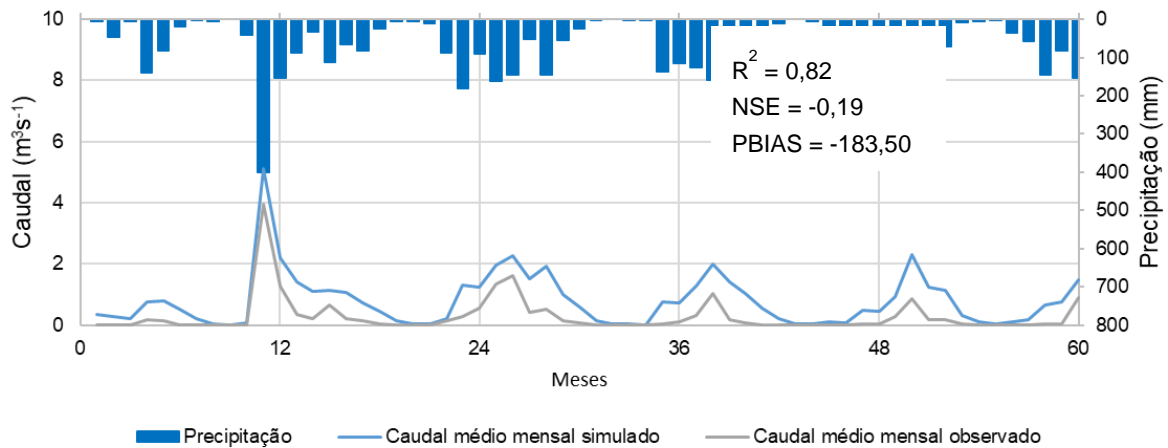


Figura 4.4 – Séries temporais (1983 a 1987) de caudal médio mensal observado e simulado (pré-calibração) para a Bacia da Ota e índices estatísticos da simulação (R^2 é o coeficiente de determinação, NSE é o índice de Nash-Sutcliffe e PBIAS é a percentagem de viés). O mês zero corresponde a dezembro de 1982.

Segundo o Quadro 2.6, o desempenho do modelo é considerado bom de acordo com o índice R^2 , mas insatisfatório de acordo com os índices NSE, que neste caso é negativo, o que indica que o valor médio observado é um melhor preditor que o valor simulado, o que é claramente insatisfatório, e PBIAS, ainda mais negativo que para a sub-bacia de Barnabé. As razões são semelhantes às apresentadas para a bacia de Barnabé. Logo, houve igualmente a necessidade de proceder à calibração da componente hidrológica para obtenção de valores mais ajustados à realidade.

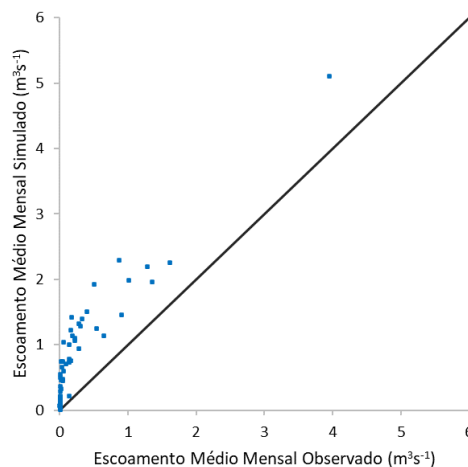


Figura 4.5 – Comparação entre o escoamento observado e simulado na fase pré calibração da bacia de Ota.

4.3 Análise de Sensibilidade

4.3.1 Intervalos de variação dos parâmetros das Bacias de Barnabé e Ota

Durante a fase de análise de sensibilidade, foram selecionados, para ambas as Bacias Hidrográficas de Barnabé e de Ota, e, de acordo com a metodologia apresentada em 3.10.1, os onze parâmetros que constam no Quadro 4.1 (para as unidades, vide Quadro A7.11 e Quadro A7.12). O mesmo quadro apresenta também, para cada parâmetro, os valores limite inferior e superior que foram utilizados para o último conjunto de iterações e o método de alteração dos valores associado. O método “Valor” substituiu o valor exato do parâmetro em cada sub-bacia, pelo valor atribuído, enquanto que o método “Relativo” alterou os valores dos parâmetros percentualmente. O método “Valor” é utilizado quando o valor do parâmetro é fixo para as múltiplas sub-bacias, sendo o método “Relativo” utilizado quando os valores são distintos, pois por exemplo, um mesmo tipo de solo pode apresentar características distintas se tiver diferentes usos.

Quadro 4.1 – Valores limite superior e inferior dos parâmetros considerados nas fases de análise de sensibilidade e calibração para as Bacias de Barnabé e da Ota

Parâmetros	Método	Barnabé		Método	Ota	
		Limite Inferior	Limite Superior		Limite Inferior	Limite Superior
CH_N2.rte	Valor	$1,76 \times 10^{-2}$	$3,66 \times 10^{-2}$	Valor	$1,50 \times 10^{-2}$	$1,07 \times 10^{-1}$
REVAPMN.gw	x	x	x	Valor	0	1000
GW_DELAY.gw	Valor	0	7	x	x	x
SOL_K(..).sol	Valor	16	35	Relativo	-1,50	-0,50
SOL_BD(..).sol	Relativo	-0,10	0,30	Relativo	-1,50	0,50
GWQMN.gw	Valor	2000	3000	Valor	2000	4000
GW_REVAP.gw	x	x	x	Valor	0,15	0,20
ESCO.hru	Valor	0	1	Valor	0	1
SOL_AWC(..).sol	Relativo	0,10	0,50	Relativo	0	1
RCHRG_DP.gw	Valor	0,01	0,50	x	x	x
CN2.mgt	Relativo	-0,15	0,10	Relativo	-0,15	0

Legenda: CH_N2 – Número de Manning n para o curso de água principal; REVAPMN – Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer ascensão capilar ou percolação profunda; GW_DELAY – Tempo necessário para que a água saída da camada de solo com raízes atinja ambos os aquíferos, sob a forma de recarga; SOL_K – Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial; SOL_BD – Densidade aparente; GWQMN – Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio; GW_REVAP – Fração da evapotranspiração potencial diária que pode sair do aquífero freático sob a forma de ascensão capilar; ESCO – Coeficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade; SOL_AWC – Capacidade de água utilizável no solo; RCHRG_DP – Fração da recarga do aquífero que se perde para o aquífero confinado; CN2 – Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II

4.3.2 Bacia de Barnabé

A partir dos resultados da análise de sensibilidade, nomeadamente do nível de significância p -value ($\alpha_p = 0,05$), verificou-se que, para a Bacia de Barnabé, o modelo mostrou maior sensibilidade aos parâmetros CN2, RCHRG_DP, SOL_AWC, ESCO e GWQMN (Quadro 4.2). Aos parâmetros anteriores foram adicionados mais quatro que, apesar de não serem significativos ($\alpha_p = 0,05$), foram utilizados pelas razões seguidamente expostas. O número n de Manning tem um p -value elevado (0,85) por este ter sido estimado com base em observações e, conseqüentemente, haver um intervalo reduzido entre os limites inferior e superior do parâmetro. Os parâmetros condutividade hidráulica saturada e densidade aparente do solo também foram ajustados com base na bibliografia (Costa, 1999). Lembra-se que o modelo é baseado na classificação americana de solos. Finalmente, o tempo necessário para que a água saída da camada de solo com raízes atinja os aquíferos, sob a forma de recarga, foi também escolhido devido à sua importância para a dinâmica hidrológica da bacia.

Quadro 4.2 – Parâmetros e respetivos p -value utilizados na Bacia de Barnabé

Parâmetros	Definição	p -value
CH_N2.rte	Número de <i>Manning</i> n para o curso de água principal	0,85
GW_DELAY.gw	Tempo necessário para que a água saída da camada de solo com raízes atinja ambos os aquíferos, sob a forma de recarga	0,63
SOL_K(..).sol	Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial	0,57
SOL_BD(..).sol	Densidade aparente do solo	0,14
GWQMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio	$2,12 \times 10^{-3}$
ESCO.hru	Coefficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade	$1,17 \times 10^{-12}$
SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água utilizável no solo	$8,02 \times 10^{-17}$
RCHRG_DP.gw	Fração da recarga do aquífero que se perde para o aquífero confinado	$1,69 \times 10^{-20}$
CN2.mgt	Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II	$1,17 \times 10^{-59}$

4.3.3 Bacia de Ota

No caso da Bacia de Ota, os parâmetros aos quais o modelo mostrou maior sensibilidade (para $\alpha_p = 0,05$), foram, por ordem decrescente, CN2, SOL_AWC, SOL_K e ESCO (Quadro 4.3). Para melhorar o desempenho do modelo, foram também utilizadas variáveis que demonstraram relevância aquando da análise de sensibilidade individual. O número de Manning n para o curso de água principal e a densidade aparente do solo foram utilizadas pelas mesmas razões que para a Bacia de Barnabé. O coeficiente de ascensão capilar (“revap”) do aquífero freático para o solo acima, a quantidade de água necessária para ocorrer

ascensão capilar (“*revap*”) e a quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio, foram incluídos processo de calibração devido à sua importância hidrológica, que se refletirá posteriormente no transporte convectivo de nitratos.

4.4 Calibração e Validação

Os parâmetros selecionados para a calibração foram os onze identificados na fase de análise de sensibilidade e apresentados nos Quadro 4.2 e Quadro 4.3, para as bacias de Barnabé e da Ota, respetivamente. Apresentam-se seguidamente os resultados da fase da calibração e quantifica-se a qualidade das simulações dos escoamentos.

Quadro 4.3 – Parâmetros e respetivos *p-value* utilizados na calibração na Bacia de Ota

Parâmetros	Definição	<i>p-value</i>
REVAPMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático para ocorrer ascensão capilar (“ <i>revap</i> ”) ou percolação profunda	0,81
CH_N2.rte	Número de Manning <i>n</i> para o curso de água principal	0,35
GWQMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio	0,31
SOL_BD(..).sol	Densidade aparente	0,30
GW_REVAP.gw	Fração da evapotranspiração potencial diária que pode sair do aquífero freático sob a forma de ascensão capilar	0,19
ESCO.hru	Coeficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade	$5,01 \times 10^{-5}$
SOL_K(..).sol	Condutividade hidráulica saturada para o escoamento subsuperficial	$1,01 \times 10^{-5}$
SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água utilizável no solo	$1,89 \times 10^{-8}$
CN2.mgt	Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II	$9,71 \times 10^{-48}$

4.4.1 Bacia de Barnabé

O primeiro passo para a calibração do modelo foi avaliar e melhorar os índices estatísticos *P-factor* e *r-factor*, como indicado no sub-capítulo 3.10.2. Após ter sido obtido um *P-factor* de 0,76 e *r-factor* de 1,21 (para a banda de 95PPU mostrada na Figura 4.6), valores aceitáveis para continuar o processo de calibração (Abbaspour, 2015), procedeu-se à determinação dos valores dos parâmetros escolhidos na análise de sensibilidade, tendo como função objetivo o índice estatístico NSE.

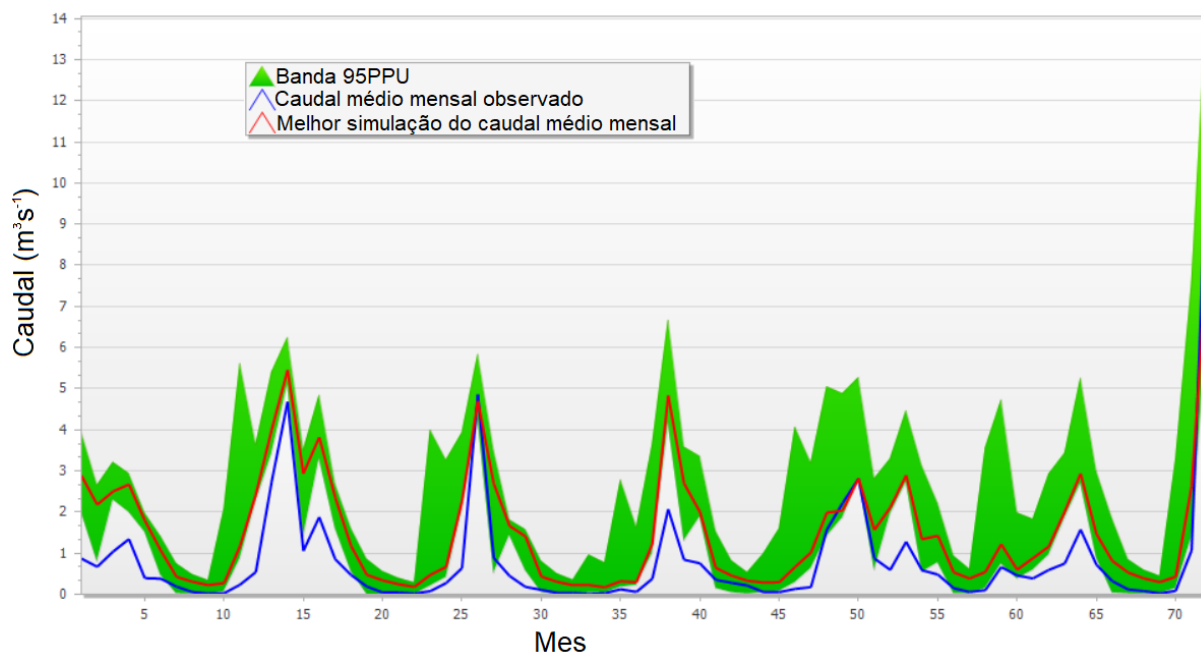


Figura 4.6 – Primeira fase de calibração da bacia de Barnabé

Após a calibração, os valores de R^2 e NSE apresentaram classificação de muito bom, embora o PBIAS se tenha mantido insatisfatório. O mesmo tipo de resultados são apresentados por (Meaurio *et al.*, 2015) e por (Jeong *et al.*, 2019). Tal significa que o modelo explica cerca de 85 % da variação dos caudais observados e que simula bem a evolução temporal dos escoamentos mensais, mas que se mantém a tendência para os escoamentos simulados serem superiores aos observados, como é visível na Figura 4.7.

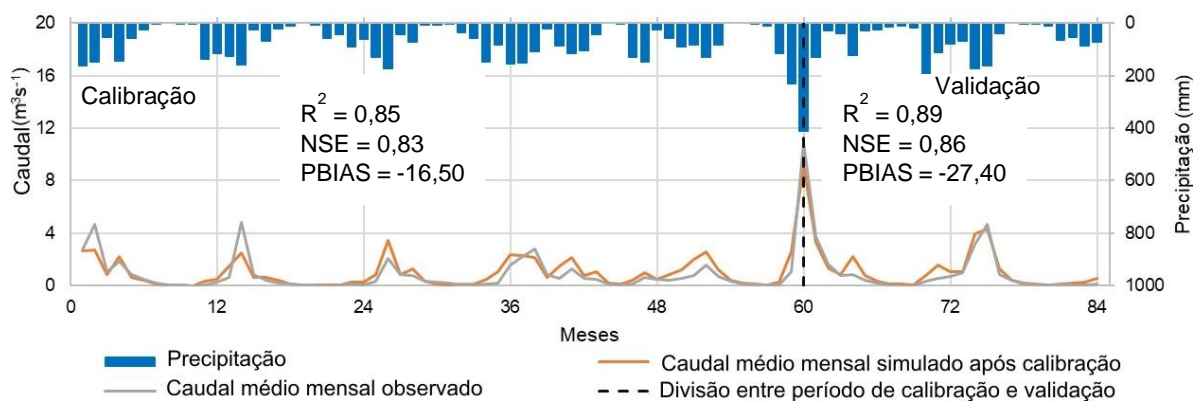


Figura 4.7 – Séries de caudal médio mensal observado e simulado após a calibração do modelo, com os índices estatísticos para os períodos de Calibração (1985 a 1989) e Validação (1990 a 1991) e a precipitação total mensal (Bacia de Barnabé). O mês zero corresponde a dezembro de 1984.

No período de validação, o R^2 e o NSE apresentam muito bons resultados. No entanto, o PBIAS continua insatisfatório. É de notar que a função objetivo escolhida foi o NSE, sendo o R^2 e o PBIAS utilizados como orientações no processo de calibração.

O Quadro 4.4 apresenta os parâmetros calibrados na Bacia de Barnabé e os valores que conduziram ao melhor ajustamento.

Quadro 4.4 – Parâmetros utilizados na calibração do modelo para a Bacia de Barnabé, intervalo de valores utilizados nas iterações e valor resultante calibrado

Parâmetro	Método	Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Calibrado
CH_N2	Valor	0,017634	0,03663	0,02376
GW_DELAY	Valor	0	7	0,28
SOL_K	Valor	16	35	28,72
SOL_BD	Relativo	-0,10	0,30	0,10
GWQMN	Valor	2000	3000	2948,50
ESCO	Valor	0	1	0,58
SOL_AWC	Relativo	0,10	0,50	0,41
RCHRG_DP	Valor	0,01	0,50	0,05
CN2	Relativo	-0,15	0,10	-0,01

Legenda: CH_N2 – Número de Manning n para o curso de água principal; GW_DELAY – Tempo necessário para que a água saída da camada de solo com raízes atinja ambos os aquíferos; SOL_K – Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial; SOL_BD – Densidade aparente; GWQMN – Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio; ESCO – Coeficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade; SOL_AWC – Capacidade de água utilizável no solo; RCHRG_DP – Fração da recarga do aquífero que se perde para o aquífero confinado; CN2 – Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II. Vide Quadro A7.11 em anexo para as unidades dos parâmetros.

Após a calibração do modelo para a Bacia de Barnabé, é possível observar, na Figura 4.8, uma melhoria na estimativa do caudal médio mensal, já evidente nas melhorias das três estatísticas de ajustamento apresentadas. É de notar que os valores observados de caudal médio mensal superiores a $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ foram subestimados pelo modelo enquanto o grupo de valores observados superiores a 1 e inferiores a $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ foram sobrestimados.

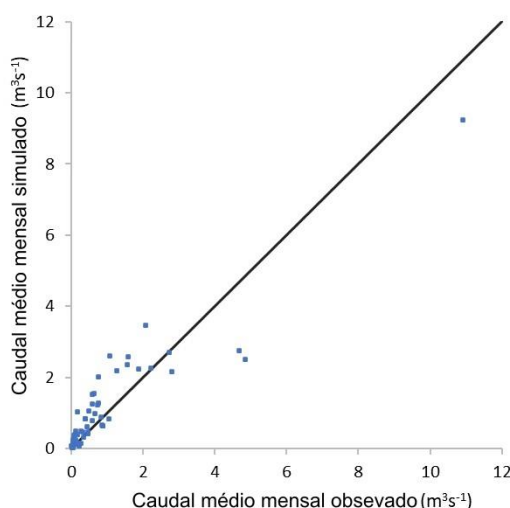


Figura 4.8 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado após calibração da bacia de Barnabé.

4.4.2 Bacia de Ota

Após terem sido obtidos valores de $P\text{-factor} = 0,75$ e $r\text{-factor} = 0,98$ (para a banda de 95PPU mostrada na Figura 4.9) considerados aceitáveis para continuar a calibração (Abbaspour,

2015), procedeu-se à determinação dos valores dos parâmetros definidos na análise de sensibilidade.

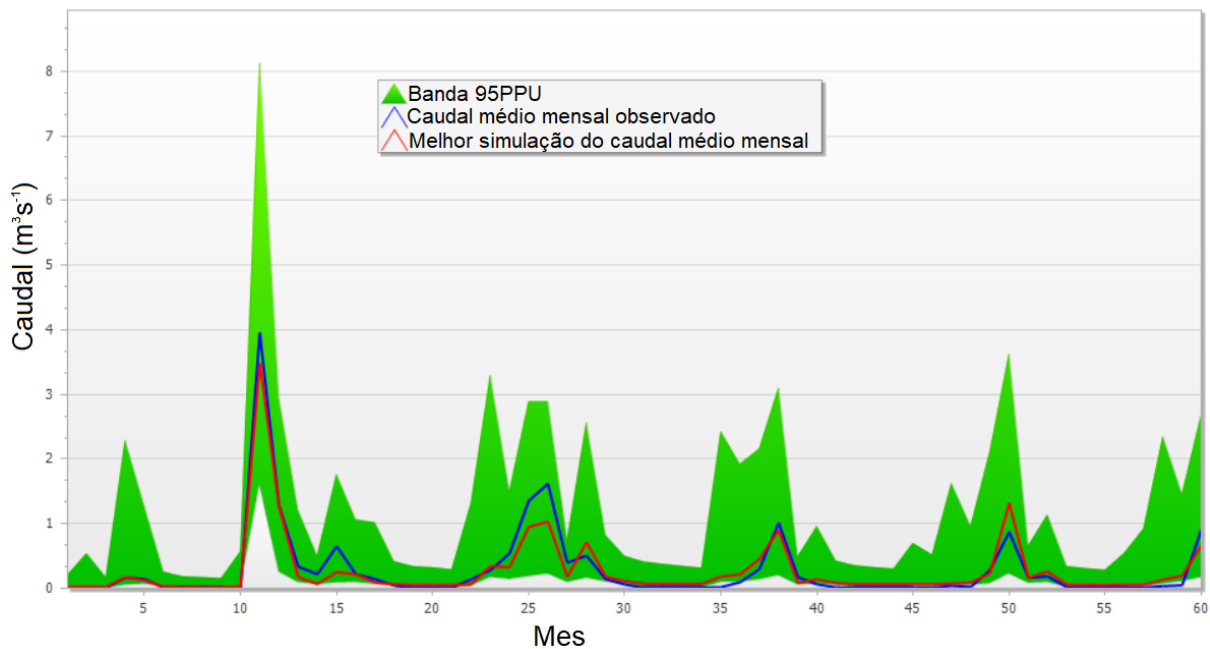


Figura 4.9 – Primeira fase de calibração da bacia de Ota.

Como se pode observar na Figura 4.10, após esta determinação, os três índices, R^2 , NSE e PBIAS, apresentam classificação de muito bom. Isto significa que o modelo simulou corretamente a magnitude média, os valores extremos e a diferença cumulativa entre os valores modelados e observados do caudal médio mensal.

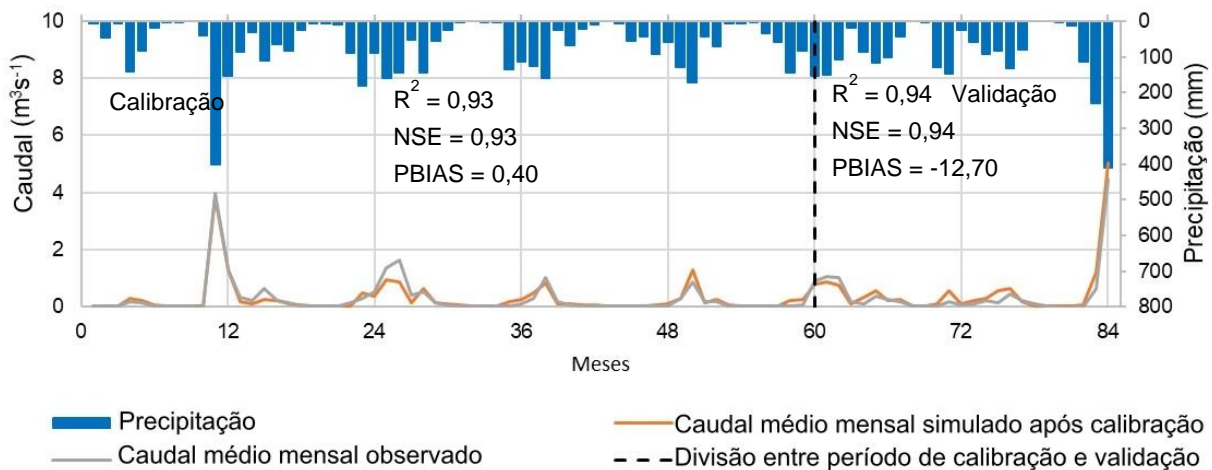


Figura 4.10 – Séries de caudal médio mensal observado e simulado após a calibração do modelo, com os índices estatísticos para os períodos de Calibração (1983 a 1987) e Validação (1988 a 1999) e a precipitação total mensal (Bacia de Ota). O mês zero corresponde a dezembro de 1982.

No período de validação, a classificação dos indicadores estatísticos manteve-se para o R^2 e NSE, considerados muito bons, mas o PBIAS passou a ser satisfatório, mostrando que os caudais simulados passaram a sobrestimar os observados, ao contrário do sucedido no período de calibração. O Quadro 4.4 apresenta um resumo dos parâmetros utilizados na

calibração da Bacia de Ota, com os valores que produziram melhores ajustamentos dos valores simulados dos caudais médios mensais aos observados.

Quadro 4.5 – Parâmetros utilizados na calibração do modelo para a Bacia de Ota, intervalo de valores utilizados nas iterações e valor resultante calibrado

Parâmetro	Método	Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Ajustado
REVAPMN	Valor	0	1000	735
CH_N2	Valor	0,015017	0,107366	0,0334
GWQMN	Valor	2000	4000	2928,70
SOL_BD	Relativo	-1,50	0,50	0,28
GW_REVAP	Valor	0,15	0,20	0,15
ESCO	Valor	0	1	0,67
SOL_K	Relativo	-1,50	-0,50	-0,94
SOL_AWC	Relativo	0	1	0,99
CN2	Relativo	-0,15	0	-0,05

Legenda: REVAPMN – Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer ascensão capilar ou percolação profunda; CH_N2 – Número de Manning n para o curso de água principal; GWQMN – Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio; SOL_BD – Densidade aparente; GW_REVAP – Fração da evapotranspiração potencial diária que pode sair do aquífero freático sob a forma de ascensão capilar; ESCO – Coeficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade; SOL_K – Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial; SOL_AWC – Capacidade de água utilizável no solo; CN2 – Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II. Vide Quadro A7.12 em anexo para as unidades dos parâmetros.

Após a calibração do modelo para a Bacia de Ota, é possível observar, na Figura 4.11, uma maior aproximação entre os valores dos caudais médios mensais observados e simulados.

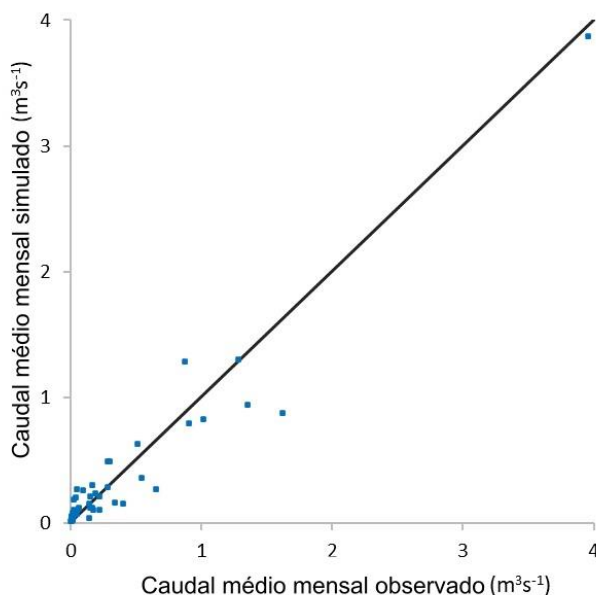


Figura 4.11 – Comparação entre o caudal médio mensal observado e simulado após calibração da bacia de Ota.

4.5 Regionalização (*upscaling*) dos parâmetros para a bacia de Alenquer

O Quadro 4.6 reúne os parâmetros regionalizados para a zona da Bacia de Alenquer que não inclui as sub-bacias de Barnabé e Ota (zona SOB), efetuada através do SWAT-CUP e com base nos parâmetros calibrados para as sub-bacias de Barnabé e Ota (Figura 3.11).

Quadro 4.6 – Atribuição de valores aos parâmetros da zona SOB na bacia de Alenquer

Método	Parâmetro	Uso do Solo	Solo	Declive	Valor
Relativo	CN2.mgt	AGRL			0,027
Relativo	CN2.mgt	FRST			0,032
Relativo	CN2.mgt	GRAP			0,025
Relativo	CN2.mgt	OAK			0,031
Relativo	CN2.mgt	OATS			0,031
Relativo	CN2.mgt	POTA			0,029
Relativo	CN2.mgt	RNGE			0,030
Relativo	CN2.mgt	SWRN			0,029
Relativo	CN2.mgt	URLD			0,027
Relativo	SOL_AWC().sol		Cambissolos éutricos		0,987
Relativo	SOL_AWC().sol		Cambissolos crómicos		0,682
Relativo	SOL_K().sol		Cambissolos éutricos		-0,938
Relativo	SOL_K().sol		Cambissolos crómicos		-0,938
Valor	SOL_K(2).sol		Cambissolos éutricos		28,720
Valor	SOL_K(2).sol		Cambissolos crómicos		28,720
Relativo	SOL_BD().sol		Cambissolos éutricos		0,275
Relativo	SOL_BD().sol		Cambissolos crómicos		0,182
Valor	GWQMN.gw		Cambissolos éutricos		2929
Valor	GWQMN.gw		Cambissolos crómicos		2939
Valor	REVAPMN.gw		Cambissolos éutricos		735
Valor	REVAPMN.gw		Cambissolos crómicos		735
Valor	GW_REVAP.gw		Cambissolos éutricos		0,153
Valor	GW_REVAP.gw		Cambissolos crómicos		0,153
Valor	RCHRG_DP.gw		Cambissolos éutricos		0,055
Valor	RCHRG_DP.gw		Cambissolos crómicos		0,055
Valor	GW_DELAY.gw		Cambissolos éutricos		0,284
Valor	GW_DELAY.gw		Cambissolos crómicos		0,284
Valor	ESCO.hru	AGRL	Cambissolos crómicos	5-10	0,631
Valor	ESCO.hru	AGRL	Cambissolos crómicos	10-15	0,624
Valor	ESCO.hru	AGRL	Cambissolos crómicos	0-5	0,646
Valor	ESCO.hru	OAK	Cambissolos crómicos	10-15	0,619
Valor	ESCO.hru	OAK	Cambissolos crómicos	0-5	0,650
Valor	ESCO.hru	OAK	Cambissolos crómicos	15-9999	0,604
Valor	ESCO.hru	OAK	Cambissolos crómicos	5-10	0,635
Valor	ESCO.hru	FRST	Cambissolos crómicos	10-15	0,660
Valor	ESCO.hru	FRST	Cambissolos crómicos	0-5	0,662
Valor	ESCO.hru	FRST	Cambissolos crómicos	5-10	0,663
Valor	ESCO.hru	FRST	Cambissolos crómicos	15-9999	0,660
Valor	ESCO.hru	SWRN	Cambissolos crómicos	5-10	0,617

Quadro 4.6 – Atribuição de valores aos parâmetros da zona SOB na bacia de Alenquer (continuação)

Método	Parâmetro	Uso do Solo	Solo	Declive	Valor
Valor	ESCO.hru	SWRN	Cambissolos crómicos	10-15	0,629
Valor	ESCO.hru	SWRN	Cambissolos crómicos	15-9999	0,644
Valor	ESCO.hru	POTA	Cambissolos crómicos	5-10	0,654
Valor	ESCO.hru	POTA	Cambissolos crómicos	15-9999	0,658
Valor	ESCO.hru	POTA	Cambissolos crómicos	0-5	0,655
Valor	ESCO.hru	POTA	Cambissolos crómicos	10-15	0,652
Valor	ESCO.hru	URLD	Cambissolos crómicos	15-9999	0,641
Valor	ESCO.hru	GRAP	Cambissolos êutricos	15-9999	0,593
Valor	ESCO.hru	GRAP	Cambissolos crómicos	10-15	0,597

4.6 Com base nos parâmetros apresentados no quadro anterior, foi efetuada a simulação para a Bacia de Alenquer. Separação das componentes do escoamento

Para análise mais detalhada dos diferentes componentes do balanço hidrológico e da resposta da bacia às entradas de água sob a forma de precipitação e de rega, apresentam-se alguns resultados para duas sub-bacias⁶ da Bacia de Alenquer, com diferentes usos do solo. A sub-bacia 35, mais a montante (Figura 4.2), que apresenta como ocupação dominante a floresta, e a sub-bacia 87, mais a jusante, que apresenta como ocupação dominante a cultura do milho.

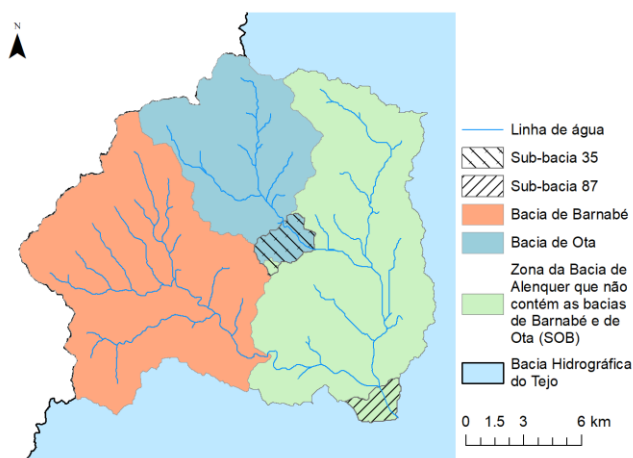


Figura 4.12 – Localização das sub-bacias 35 e 87.

A Figura 4.13 mostra algumas diferenças no comportamento hidrológico destas duas sub-bacias, nomeadamente na componente que mais contribui para alimentar a linha de água, que no caso da bacia mais a montante (35) é o escoamento superficial e na bacia mais a jusante (87) é o escoamento de base. Uma vez que a ocupação do solo na área 87 é predominantemente com culturas de primavera-verão, as entradas de rega são superiores às

⁶ Adota-se aqui uma certa liberdade de linguagem, pois do ponto de vista hidrológico, não estamos a falar de sub-bacias. O que define uma sub-bacia é a secção de jusante do curso de água e a área a montante, delimitada pela linha de cumeada, que drena para essa secção. Não há fluxos de água que atravessem a linha de cumeada. A sub-bacia designada de 35 é a diferença entre a sub-bacia da Ota e a sub-bacia de montante, cuja secção é a intersecção do curso de água com o contorno superior da área 35. Assim, a sub-bacia 35 recebe o escoamento produzido a montante por grande parte da bacia da Ota, o qual atravessa a linha de montante de delimitação da “sub-bacia”, através do curso de água.

da área 35, predominantemente ocupada com floresta. Adicionalmente, nesta última, a evapotranspiração anual é maior porque o solo está coberto ao longo do ano e também porque a floresta explora um maior volume de solo. Em ambos os casos, a recarga profunda é muito pequena, em comparação com a recarga do aquífero superficial.

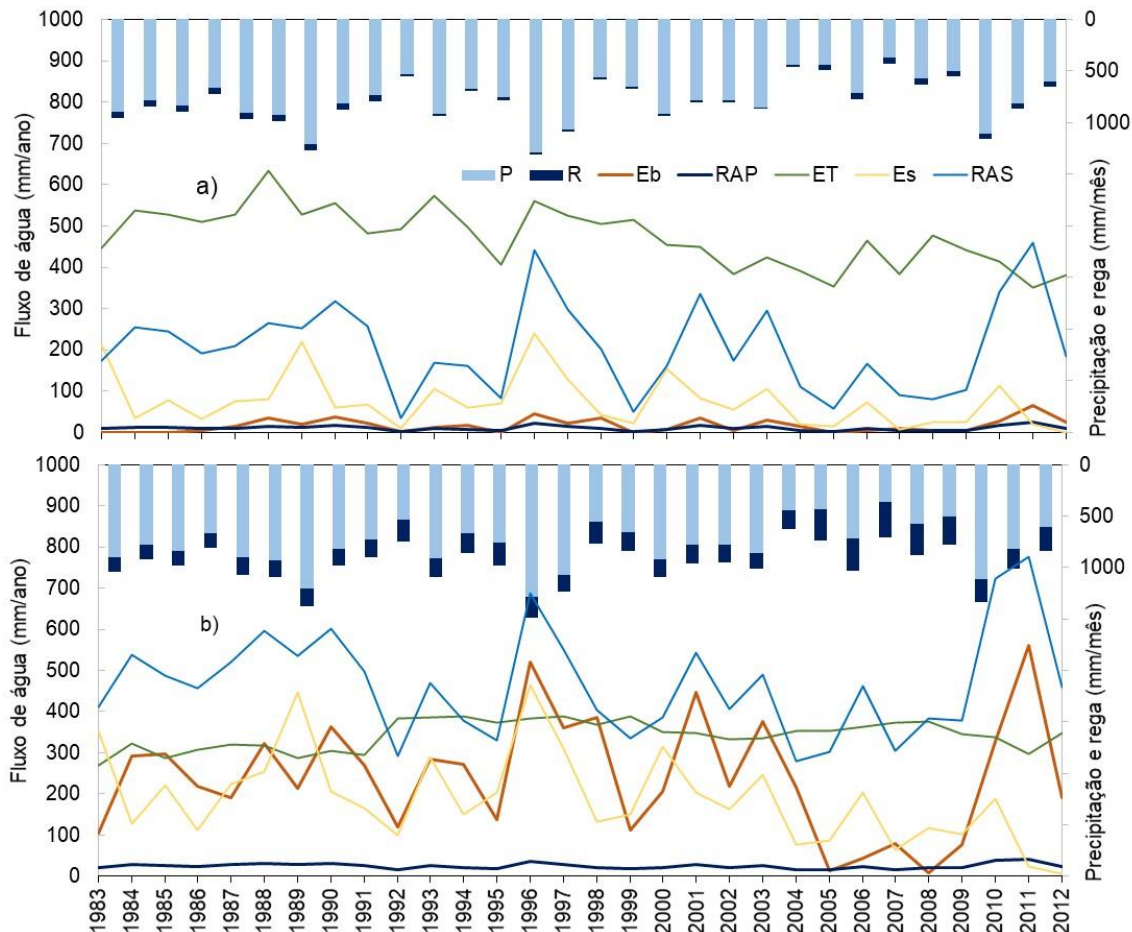


Figura 4.13 – Fluxos anuais nas sub-bacias a) 35, com ocupação do solo predominantemente florestal e b) 87, com ocupação do solo predominantemente de culturas agrícolas de primavera-verão.

Legenda: P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, RP – recarga profunda, ET – evapotranspiração cultural, Es – escoamento superficial, RAS – recarga do aquífero superficial

Escolheram-se para uma análise mais detalhada, duas sequências de anos, que são: a) 1991 e 1992, para representar os anos de menor precipitação anual, com 731 mm e 530 mm, respectivamente; e b) 1996 e 1997, para representar os anos de maior precipitação anual, com 1284 mm e 1070 mm, respectivamente. As Figura 4.14 e Figura 4.15 mostram a evolução temporal dos componentes do escoamento para a sub-bacia mais a montante da bacia de Alenquer (sub-bacia 35) e para as sequências de anos secos e húmidos, respetivamente. Os valores da evapotranspiração mensal são similares aos documentados por (Paço *et al.*, 2009) para cobertura do solo semelhante. Na sequência de anos secos a percolação da zona radical, o escoamento de base e o escoamento superficial são muito baixos e uniformes ao longos

dos anos. Por outro lado, a sequência dos anos húmidos é marcada por elevada variação sazonal, com caudais de cheia pronunciados nos meses de maiores entradas de água.

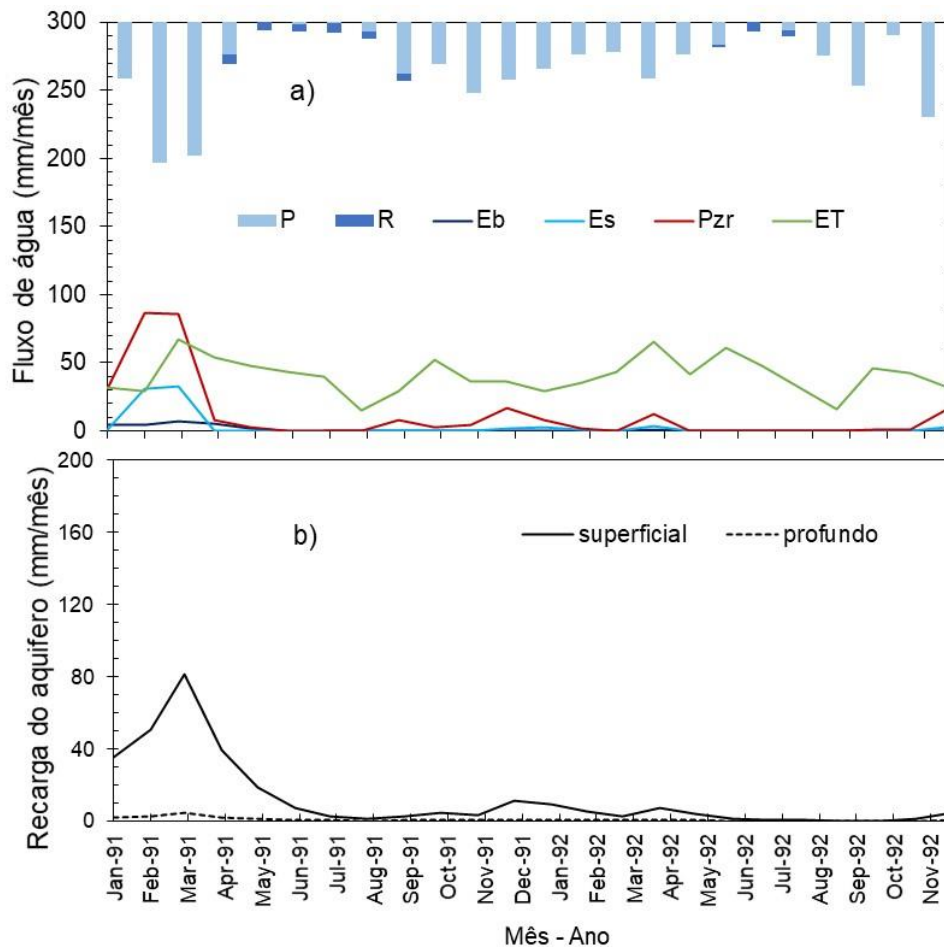


Figura 4.14 – Escoamento nos anos secos 1991 e 1992: a) repartição das entradas de água (rega e precipitação) pelos diferentes fluxos: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a montante (35) da bacia de Alenquer.

Legenda: P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual

As Figura 4.14 b) e Figura 4.15 b) mostram como uma parte da percolação da zona radical vai alimentar os aquíferos, sendo em ambas as sequências de anos a recarga do aquífero superficial significativamente maior que a recarga profunda. Uma parte da água recebida no aquífero superficial vai alimentar a linha de água por escoamento lateral subsuperficial. A Figura 4.16 mostra a grande diferença que ocorre nos meses de inverno dos anos mais húmidos, em que o fluxo para a linha de água é muito superior àquela que ocorre nos anos mais secos.

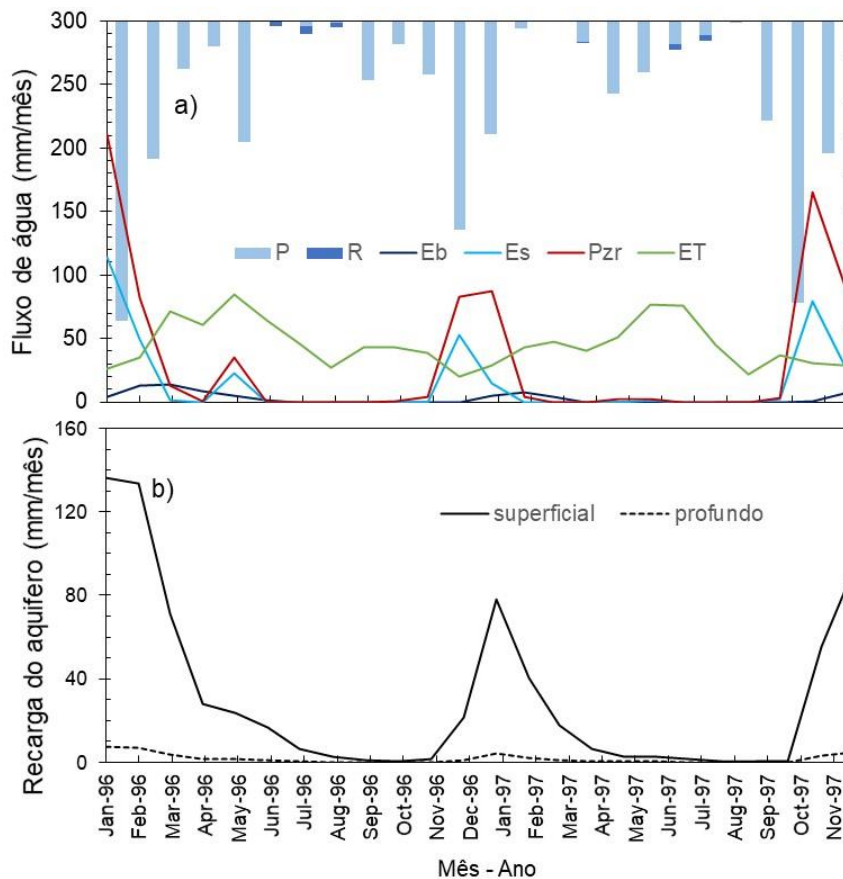


Figura 4.15 – Escoamento nos anos húmicos 1996 e 1997: a) repartição das entradas de água (rega e precipitação) pelos diferentes fluxos: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a montante (35) da bacia de Alenquer. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).

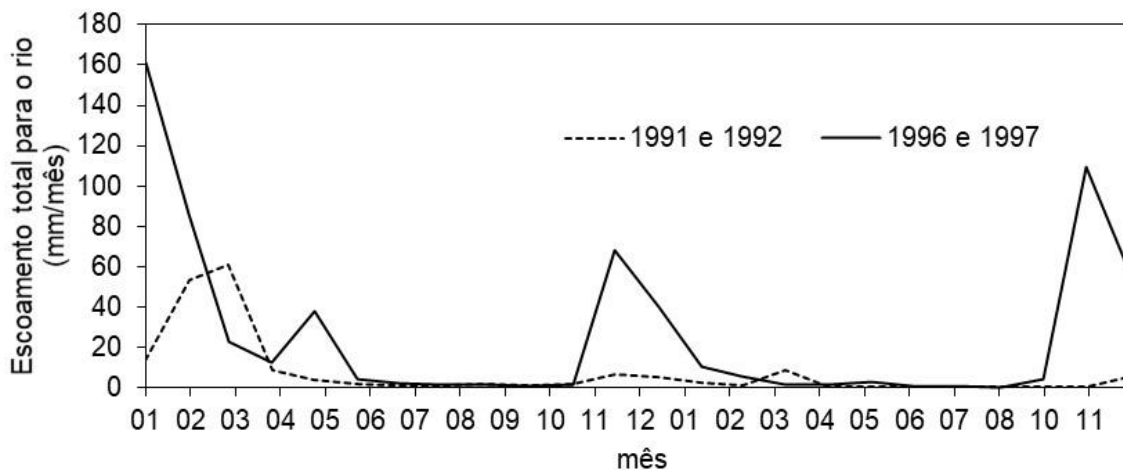


Figura 4.16 – Fluxo total para o rio (escoamento superficial + escoamento de base) em anos secos e em anos húmicos na sub-bacia mais a jusante da bacia de Ota (sub-bacia 35).

As Figura 4.17 e Figura 4.18 mostram o mesmo tipo de resultados, agora para a sub-bacia mais a jusante (87) e com uma ocupação predominante de culturas agrícolas. Observa-se que a evapotranspiração apresenta maiores variações temporais devido à sazonalidade das culturas e aos episódios de rega.

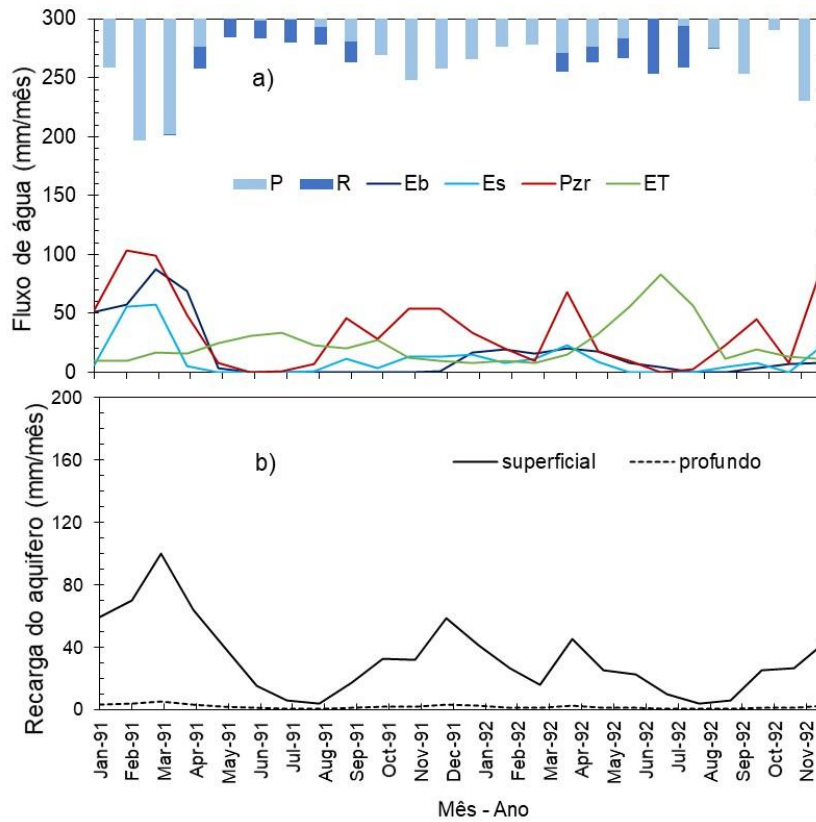


Figura 4.17 – Escoamento nos anos secos 1991-1992: a) separação dos inputs rega e precipitação nos diferentes tipos de escoamento: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a jusante (87) da zona SOB. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).

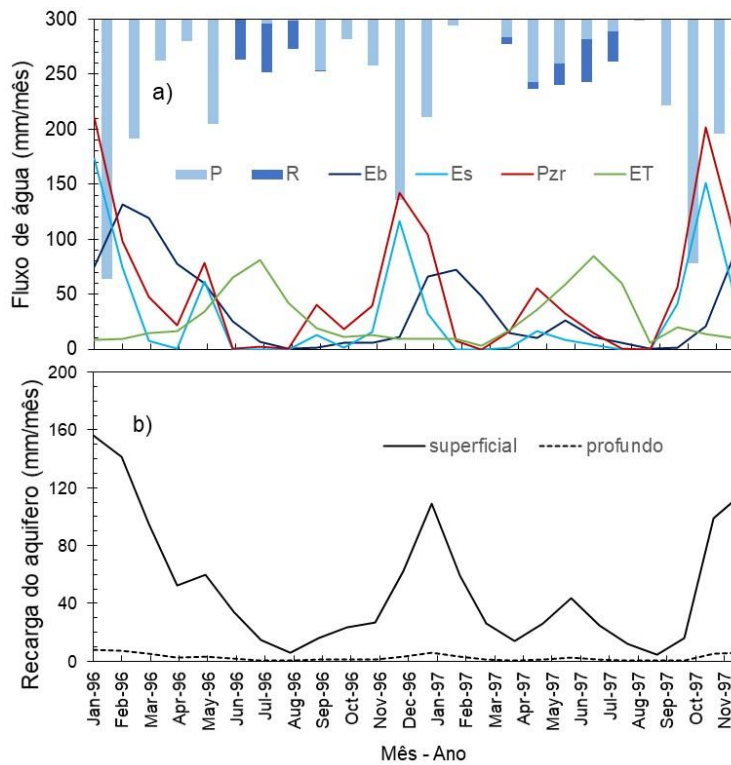


Figura 4.18 – Escoamento nos anos húmidos 1996-1997: a) separação dos inputs rega e precipitação nos diferentes tipos de escoamento: b) recarga dos aquíferos superficial e profundo. Sub-bacia mais a jusante (87) da zona de SOB. (P – precipitação, R – rega, Eb – escoamento de base, Es – escoamento superficial, Pzr – percolação da zona radical, ET – evapotranspiração atual).

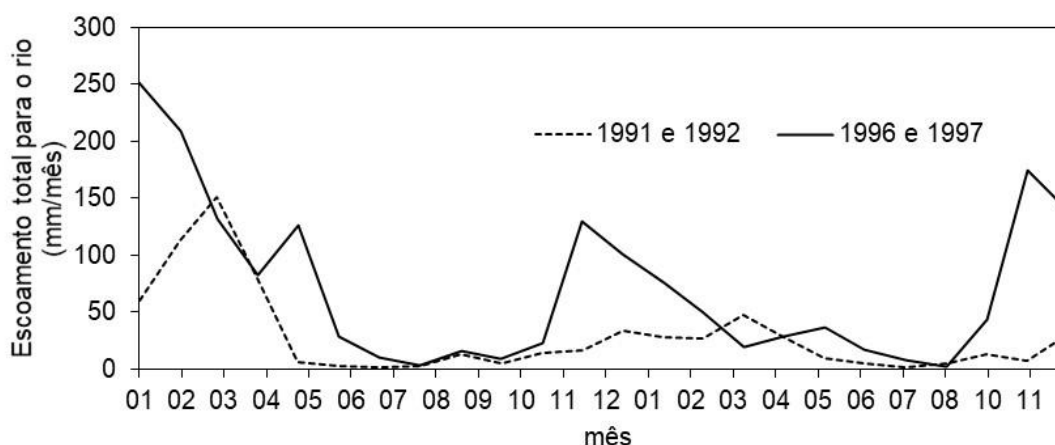


Figura 4.19 – Escoamento total para o rio (escoamento superficial + escoamento de base) em anos secos e em anos húmidos na sub-bacia mais a jusante da bacia de Ota (sub-bacia 35).

4.7 Análise do balanço hidrológico para a bacia de Alenquer

O Quadro 4.7 mostra os componentes do balanço hidrológico na Bacia de Alenquer. Estes são apresentados como valores médios acumulados, para o ano hidrológico, o período seco (abril a setembro) e o período húmido (outubro a março).

Quadro 4.7 – Componentes do balanço hidrológico para a bacia de Alenquer de acordo com a estação Húmida e estação Seca (médias anuais do período 1983 a 2012)

Processo Hidrológico (mm)	Período Húmido out-mar	Período Seco abr-set	Ano hidrológico
Precipitação, P	567	202	769
Rega, R	10	92	102
Evapotranspiração, ET	120	260	380
Varição do armazenamento no solo, ΔA	56,1	-75,9	19,8
Escoamento Lateral subsuperficial, Els	14	6	20
Percolação da zona radical, Pzr	251	80	331
Recarga do aquífero freático, RAS	220	93	313
Escoamento de base, Eb	49	24	73
Recarga profunda RP	12	5	17
Escoamento superficial, Es	114	23	137
Transporte total de água para o curso de água	185	61	230

As entradas de água na bacia correspondem à precipitação (P) e à rega (R), expressos em volume por unidade de área da bacia. Como mostra a Figura 4.1 a), cerca de 50 % da área da bacia não é regada, embora esta área esteja incluída na área de cálculo de todos os termos do balanço. Isto justifica o facto de o termo da rega apresentar valores tão baixos. No caso da Figura 4.1 b), os valores são mais elevados pois correspondem ao volume de água aplicado a cada cultura dividido pela área ocupada por essa cultura.

Dos restantes fluxos apresentados no mesmo quadro, isolaram-se as saídas de água da zona radical: a evapotranspiração (ET), a percolação da zona radical (Pzr) e o escoamento

superficial (Es), os quais, expressos em percentagem do seu valor total, se representam na Figura 4.20. Esta figura mostra que, considerando os valores anuais, a evapotranspiração corresponde a 78,4 % das saídas totais. No entanto, no período húmido, a maior parte das perdas ocorre por percolação da zona radical para a zona vadosa, devido à menor ocupação cultural e à menor demanda climática durante este período.

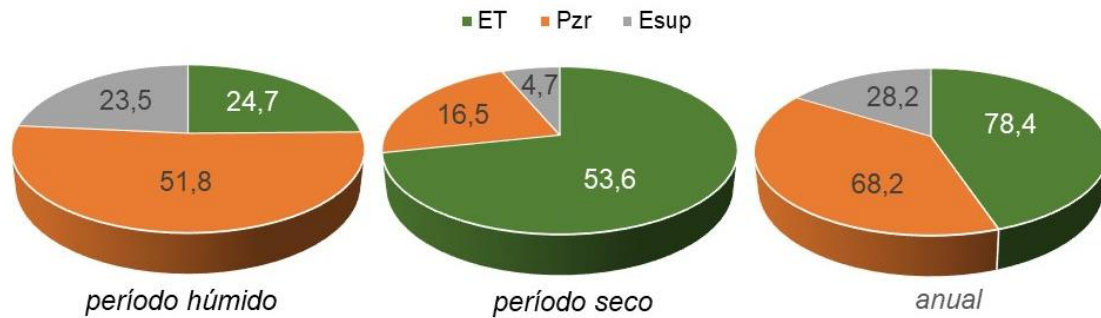


Figura 4.20 – Distribuição das saídas de água do balanço hídrico na zona radical: evapotranspiração (ET), Percolação da zona radical (Pzr) e escoamento superficial (Es), como percentagem do total de saídas. Bacia hidrográfica de Alenquer, ano 2012.

A percolação da zona radical irá atravessar a zona não saturada, onde uma parte poderá ficar armazenada ou dar origem a escoamento subsuperficial e a restante dar origem, mais tarde, à recarga dos aquíferos superficial e confinado. Neste sistema em particular, verifica-se que, apenas cerca de 5 % da água percolada da zona radical atinge o aquífero profundo e 6% atinge o curso de água por escoamento subsuperficial lateral (Esup). A maior percentagem corresponde à recarga do aquífero superficial (RAS), que apresenta os valores de 220 e 93 mm para os períodos húmido e seco, respetivamente. O Quadro 4.7 também mostra que a percolação da zona radical é inferior à recarga do aquífero superficial no período seco, o que é devido ao tempo que a água demora a atravessar a zona não saturada, partindo da zona radical no período húmido e atingindo o aquífero já no período seco seguinte. O escoamento lateral subsuperficial apresenta valores muito baixos, uma vez que não existem camadas de solo muito pouco permeáveis por baixo de camadas de solo de elevada permeabilidade. Da quantidade de água que atinge o aquífero superficial anualmente, 23 % vai alimentar o curso de água como escoamento de base (Eb).

A partir dos resultados obtidos, conclui-se que, no período húmido, aproximadamente 30% das entradas de água no sistema hidrológico (precipitação e rega) foram conduzidas, por processos distintos, para o curso de água. Esta percentagem baixa para 20 % durante o período seco, o que está relacionado com a maior evapotranspiração cultural característica deste período.

O estudo de Busico *et al.*, 2020, de uma bacia hidrográfica na região de Marcas, em Itália, estima um escoamento superficial menor no período húmido (71 mm) e superior no período seco (59 mm), potencialmente por apresentar uma maior precipitação no período seco (387

mm) e menor no período húmido (475 mm). No entanto, apresenta um escoamento superficial anual similar ao estimado na bacia de Alenquer, eventualmente devido às similaridades climáticas (clima mediterrânico), de uso do solo e respetivas áreas percentuais, e do declive médio e a sua categorização no modelo.

Osei *et al.*, 2019, no estudo de uma bacia hidrográfica no Gana, obtiveram um escoamento superficial superior, tanto no período húmido (298 mm), como no período seco (70 mm), eventualmente por apresentar um clima com precipitações anuais mais elevadas (1281 mm) e pelo tipo de solo ser, na maioria da área da sub-bacia, acrisolo órtico. Este tipo de solo apresenta uma capacidade de retenção de água muito baixa (0,01 mm/mm) (Gyamfi *et al.*, 2016). Por outro lado, simularam escoamentos laterais nulos, quer no período húmido e quer no seco.

4.8 Evolução temporal e transporte de Nitratos

Neste trabalho o modelo SWAT foi calibrado apenas para a componente hidrológica, que é o veículo de transporte dos nitratos para as águas superficial e subterrânea. Apesar de não ter sido feita a calibração do módulo das transformações do azoto no solo/água, que seria objeto de outra dissertação, apresentam-se seguidamente os resultados das simulações associadas ao transporte de nitratos no sistema hidrológico da Bacia de Alenquer. Os resultados seguintes devem, por isso, ser analisados tendo em conta esse facto.

Os dados de entrada considerados, no que diz respeito à fertilização azotada, retratam uma situação já otimizada, onde as necessidades de aplicação de azoto foram calculadas de acordo com o código das boas práticas agrícolas para as zonas vulneráveis (em quantidade e repartição temporal das aplicações). Estas necessidades foram inicialmente preenchidas com a quantidade de estrume disponível nas freguesias e completadas com a aplicação de adubos químicos azotados.

4.8.1 Azoto nítrico na zona radical

A Figura 4.21 **Error! Reference source not found.** mostra a distribuição espacial da quantidade de azoto nítrico no perfil do solo simulada pelo modelo. Pode-se observar que, entre 1988 e 1996, houve um aumento na quantidade de azoto presente no solo. A partir de 1996 ocorreu uma redução desta quantidade, que se prolongou até 2012, quando apenas 19 sub-bacias apresentam 25,0 a 50,0 kg N ha⁻¹ e as restantes apresentam apenas 0 a 25,0 kg ha⁻¹.

Esta redução deve-se, provavelmente, a alterações nas práticas agrícolas na Bacia de Alenquer, nomeadamente, rega com água subterrânea que contém nitratos (recirculação) e aplicações menores de estrume nas culturas agrícolas, associada à redução na produção de

estrume devido a uma quebra nas atividades pecuárias (Quadro 3.6). Ambas as práticas resultam no aumento da eficiência do uso de azoto.

A Figura 4.21 **Error! Reference source not found.** também mostra que as zonas em que predomina a atividade agrícola, como a sub-bacia de Barnabé, apresentam maior concentração de nitratos no solo que as zonas com ocupação florestal, como seria de esperar (ver Figura 4.1).

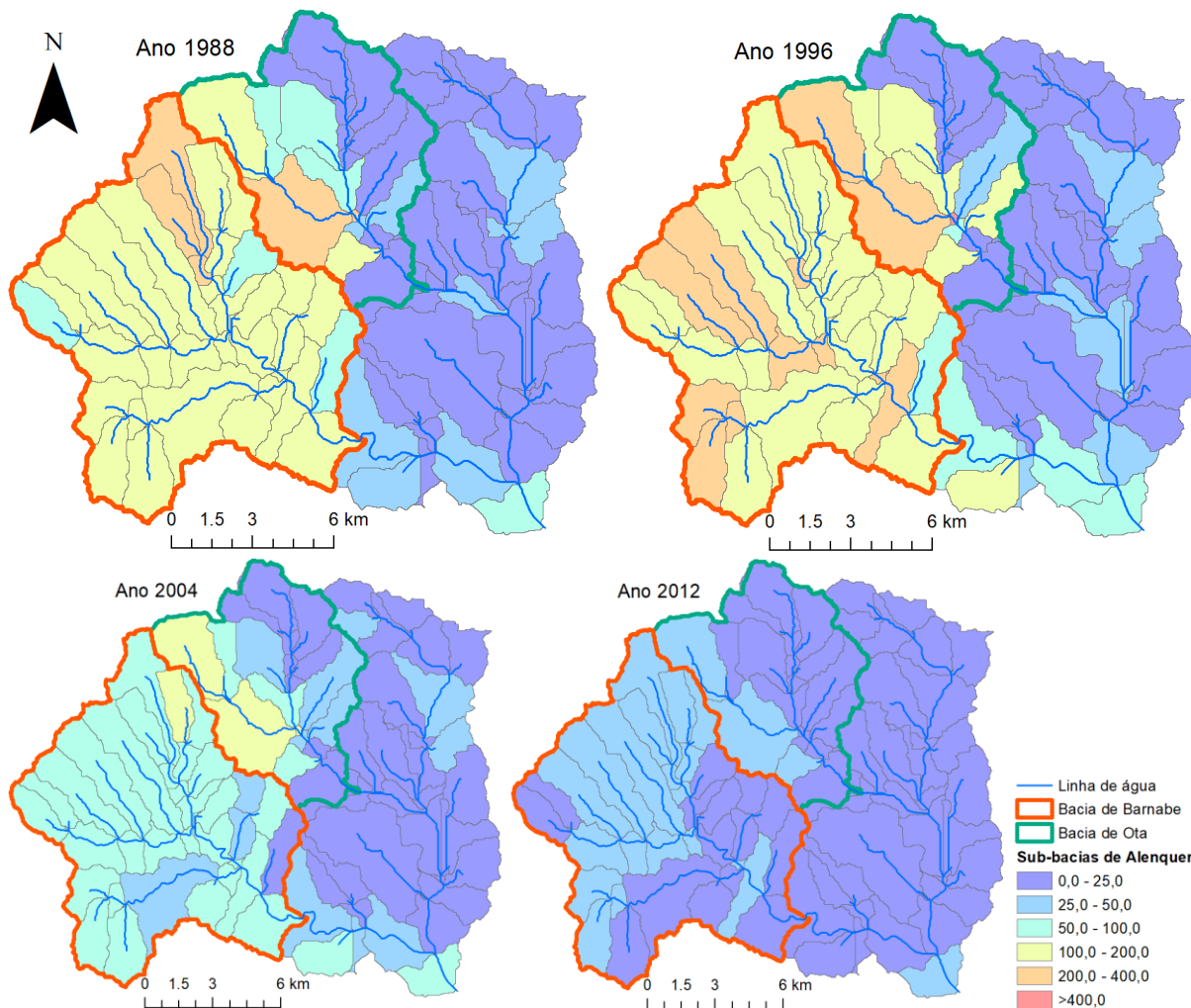


Figura 4.21 – Evolução temporal da concentração média anual de nitratos no solo (kg N ha^{-1}) simulada para os anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na Bacia de Alenquer.

4.8.2 Nitratos na água do solo

A Figura 4.22 mostra a evolução temporal dos nitratos transportados com o escoamento superficial para as linhas de água. É notório o decréscimo desta carga contaminante, que é coincidente com uma menor incidência da fertilização de origem animal, no período dos anos próximos a 1998, e a um aumento gradual na eficiência dos sistemas de rega, como é possível verificar no Quadro A7.10 em Anexo.

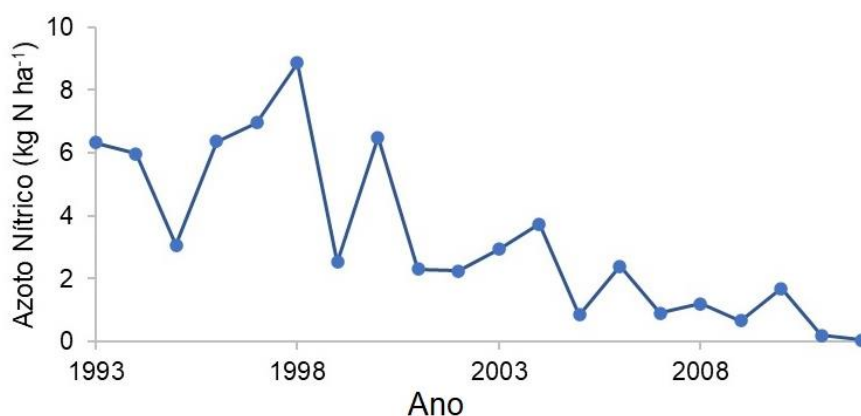


Figura 4.22 – Carga anual de nitratos por unidade de área, transportados no escoamento superficial para o rio, durante o período 1993 a 2012, na Bacia de Alenquer.

A Figura 4.23 mostra como aquela quantidade de nitratos transportada pelo escoamento superficial se distribui de acordo com o uso do solo e a Figura 4.24 como esse transporte evoluiu na bacia de Alenquer ao longo do tempo. É de notar, na Figura 4.23, que a vinha (GRAP) é a cultura com maior quantidade de nitratos transportados por escoamento superficial nos anos 1988, 1996 e 2004, possivelmente por ser o tipo de uso do solo com maior área e também com maior quantidade de aplicação de fertilizantes. Os usos do solo correspondentes às espécies arbóreas, nomeadamente, carvalho (OAK), pinheiro (PINE) e florestas mistas (FRST), não apresentaram valores relevantes de nitratos no escoamento superficial, provavelmente devido à ausência da prática de fertilização e à menor formação de escoamento superficial em solos florestados. No entanto, no ano de 2012, devido à redução consistente do N aplicado ao solo nas zonas agrícolas, as zonas urbanas, rurais e estradas (NOCR) lideraram no transporte de nitratos para os cursos de água, também em associação à impermeabilização do solo nestas zonas.

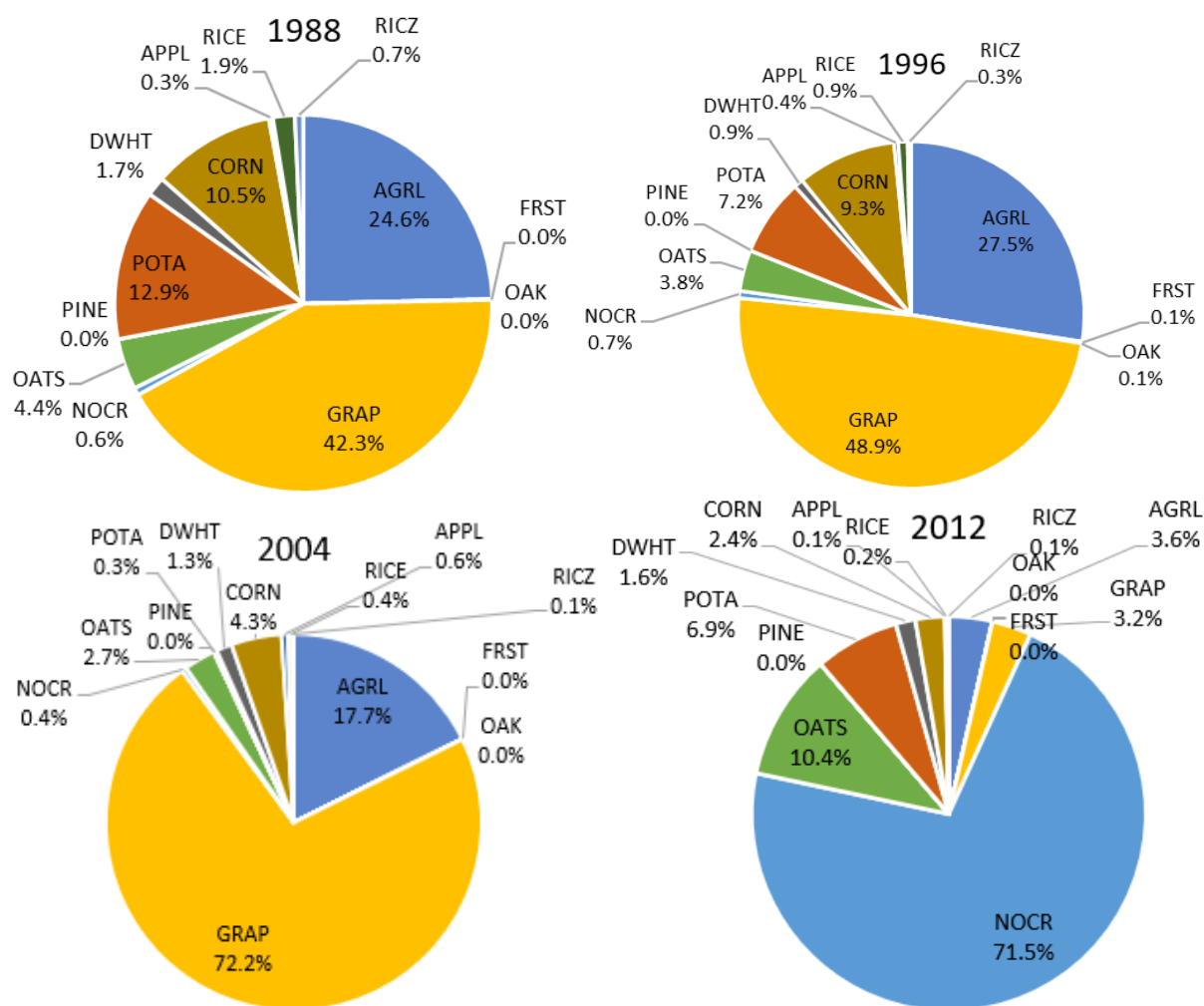


Figura 4.23 – Percentagem da quantidade de nitratos transportados por escoamento superficial nos anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na bacia de Alenquer, por uso do solo. (GRAP – Vinha; AGRL – agricultura genérica; POTA – Batateiras; CORN – Milho; DWHT – Trigo Duro; APPL – Macieira; RICE – Arrozais; RICZ – Arrozais na ZVT; FRST – Floresta mista; OAK – Carvalho; PINE – Pinheiro; NOCR – Zona rural e urbana).

Na Figura 4.24 é possível observar que, nos anos 1988 e 1996, na maioria das sub-bacias de Alenquer, excetuando as que têm ocupação florestal, o transporte de nitratos no escoamento superficial apresenta valores de 4,0 a 16,0 kg N ha⁻¹. Nos anos 1988, 2004 e 2012, a bacia de Ota apresenta exclusivamente sub-bacias com quantidades de nitratos no escoamento superficial muito baixas, entre 0,0 e 2,0 kg N ha⁻¹. Mesmo em 1996, grande parte da sub-bacia apresenta valores de transporte de nitratos no escoamento superficial na categoria de 0,0 a 2,0 kg N ha⁻¹, o que seria de esperar, já que mais de metade da área (aproximadamente 55%) apresenta uso do solo não agrícola (florestal).

No ano 1988, na bacia de Barnabé, três sub-bacias apresentam quantidades de N no escoamento superficial superiores a 16 kg N ha⁻¹. Duas possíveis explicações são por um lado a ocupação com vinha ser superior a 80% e, por outro lado, as referidas sub-bacias possuírem, sensivelmente, 20% da área com declive superior a 15%. Ocorre uma situação idêntica em 1996.

Na zona SOB, as sub-bacias com 8,0 a 16,0 kg N ha⁻¹ no escoamento superficial, embora possuam um declive reduzido (0 a 5%), são dominadas pela cultura do milho, caracterizada por dotações elevadas de rega e aplicações elevadas de N (Figura 4.1).

Em geral, o transporte de nitratos no escoamento superficial demonstra uma redução progressiva ao longo dos anos, até ao último ano de estudo (2012).

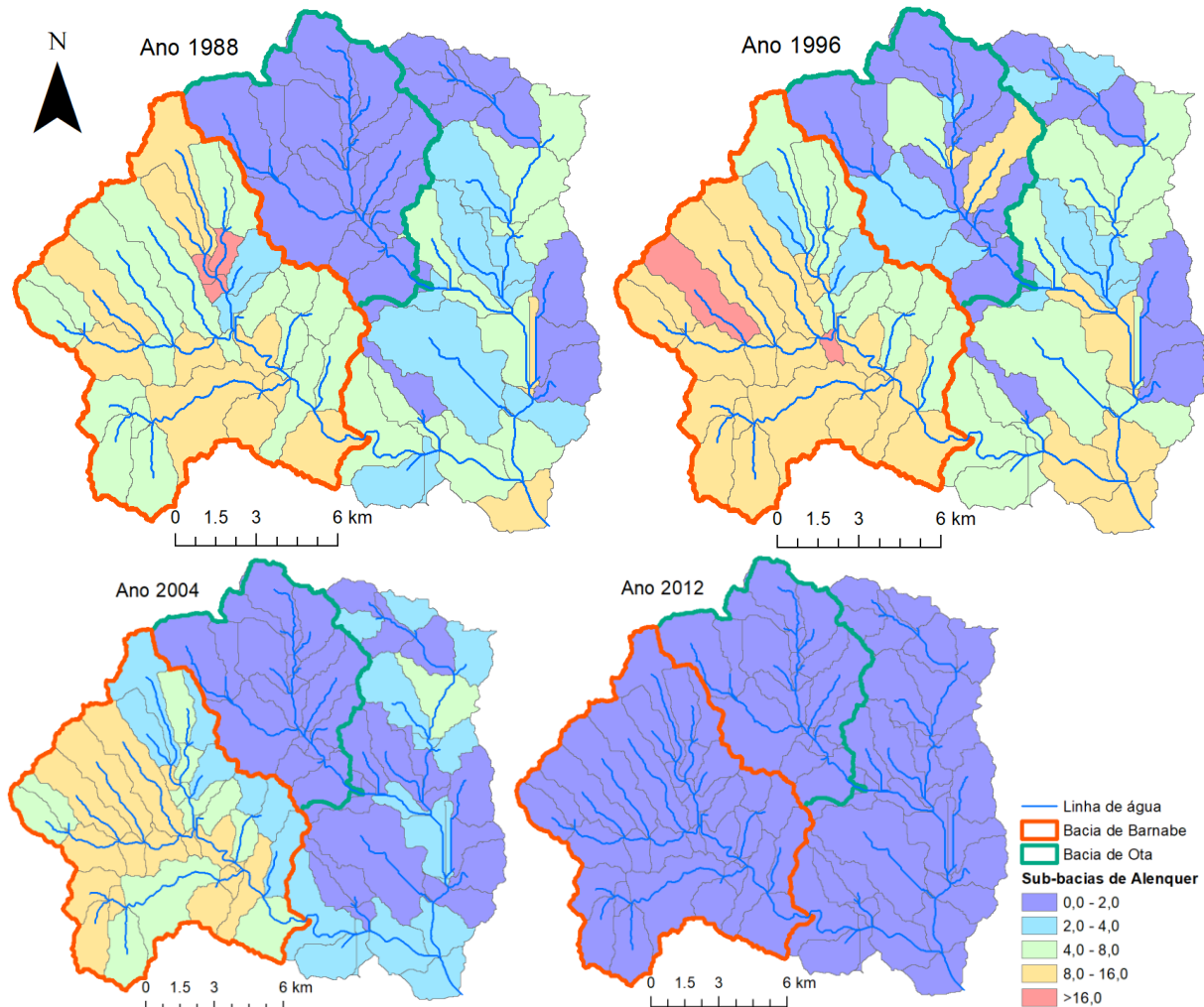


Figura 4.24 – Evolução temporal de nitratos transportados por escoamento superficial (kg N ha⁻¹) para os anos 1988, 1996, 2004 e 2012, na bacia de Alenquer.

Em relação aos nitratos transportados com a percolação da zona radical, ou seja, a lixiviação, (Figura 4.25), verifica-se também um decréscimo temporal, mais acentuado a partir do ano 1996, devido aos fatores já referidos para o escoamento. De acordo com Akhavan *et al.* (2010), lixiviações de nitratos superiores a 100 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ resultam num risco elevado de poluição das águas subterrâneas. Verifica-se que a Bacia de Alenquer, no seu todo (poderão ocorrer situações distintas a uma escala maior), não apresenta valores de lixiviação de nitratos superiores a 100 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ a partir do ano 1999, deixando de se verificar a situação de risco elevado de contaminação das águas subterrâneas. Relembra-se que os nitratos lixiviados da zona radical podem atingir o aquífero superficial e posteriormente o curso de

água, através do escoamento de base, ou então, atingir o aquífero profundo transportados com a recarga deste, que no caso do presente estudo, se demonstrou ser insignificante.

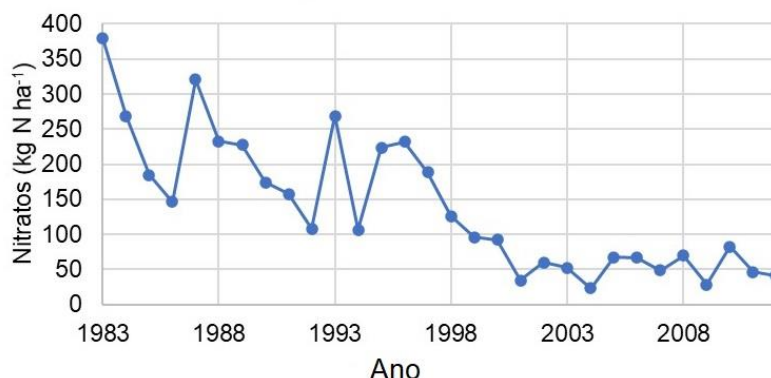


Figura 4.25 – Lixiviação anual de nitratos para baixo da zona radical das culturas. Bacia de Alenquer.

Quando observamos as quantidades de N lixiviados por cultura, em percentagem do total lixiviado em toda a bacia, novamente a vinha ocupa a primeira posição nos anos 1988, 1996, 2004 e 2012 (Figura 4.26), dada a elevada área por ela ocupada e a elevada aplicação de fertilizantes.

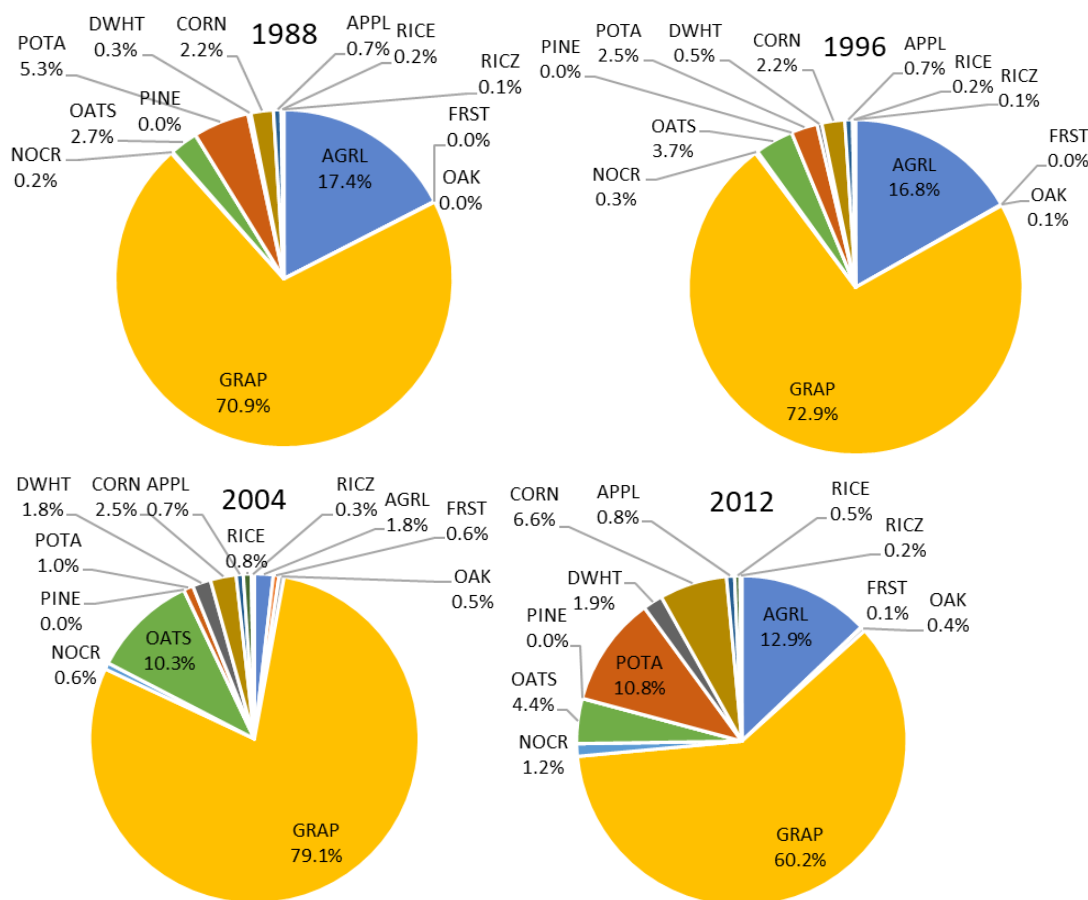


Figura 4.26 – Percentagem da quantidade de nitratos transportados por lixiviação nos anos 1988, 1996, 2004 e 2012 na bacia de Alenquer por uso do solo. (GRAP – Vinha; AGRL – agricultura genérica; POTA – Batateiras; CORN – Milho; DWHT – Trigo Duro; APPL – Macieira; RICE – Arrozais; RICZ – Arrozais na ZVT; FRST – Floresta mista; OAK – Carvalho; PINE – Pinheiro; NOCR – Zona rural e urbana).

A Figura 4.27 mostra que, na década de 90, 95% das sub-bacias de Barnabé apresentam lixiviação de nitratos superior a 160,0 kg N ha⁻¹. No entanto, nos dois últimos anos demonstrados, é observada uma redução em três categorias inferiores.

É pertinente referir que a sub-bacia número 18 (160,0 a 320,0 kg N ha⁻¹ no ano 2012) é a sub-bacia da bacia de Alenquer que apresenta menor redução na lixiviação de nitratos ao longo do período do estudo. Esta situação deve-se, possivelmente, ao facto de se tratar de topografia com declive médio de, aproximadamente, 5% e por a sua área ser ocupada em 90% por vinha.

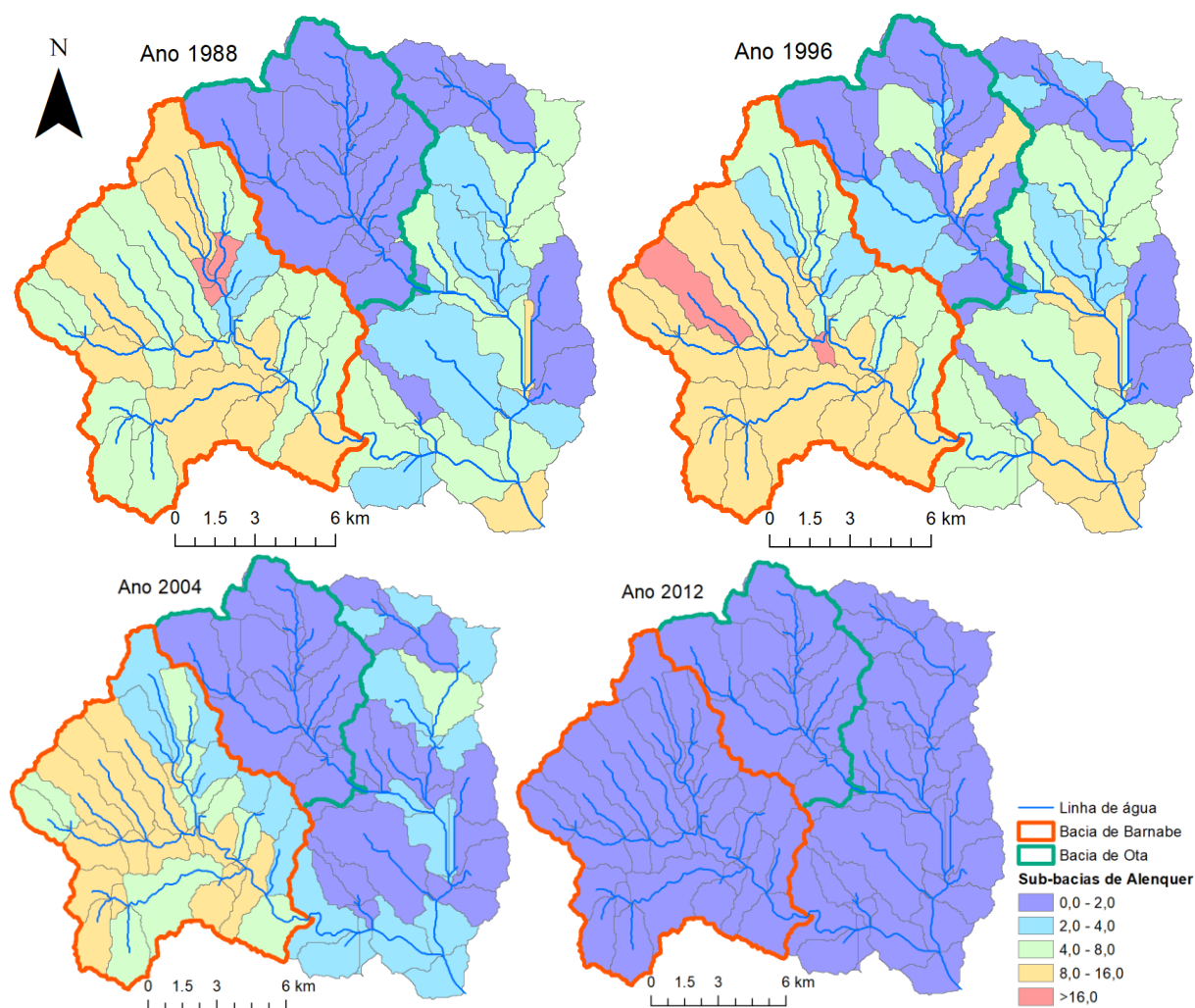


Figura 4.27 – Evolução temporal da lixiviação de nitratos (kg N ha⁻¹) para os anos 1990, 1997, 2006 e 2012, na Bacia de Alenquer.

5 Conclusões e perspectivas futuras

Esta dissertação visa contribuir para a melhoria da delimitação da Zona Vulnerável do Tejo (ZVT) através da análise do balanço hidrológico da bacia de Alenquer, localizada a montante.

A primeira conclusão, retirada logo nas fases iniciais do trabalho, foi a de que os estudos relacionados com a hidrologia ao nível das bacias hidrográficas estão muito limitados devido à não existência de séries de dados meteorológicos, hidrológicos e de qualidade das águas com dimensão e qualidade suficientes e coincidentes no tempo. Este facto “obrigou” à seleção da Bacia Hidrográfica de Alenquer para a realização do estudo, pois para qualquer uma das outras bacias limítrofes à Zona Vulnerável do Tejo não se encontraram dados disponíveis com as características desejadas.

Verifica-se que, na Bacia de Alenquer, cerca de 40% da área apresenta uso não agrícola, maioritariamente floresta. Da área com utilização agrícola, aproximadamente 70% é ocupada por vinhas e agricultura genérica. Na região mais próxima da Zona Vulnerável do Tejo (perto da secção de jusante da bacia) concentra-se a cultura do milho e alguns canteiros de arroz.

O balanço hidrológico na Bacia de Alenquer foi efetuado com o modelo matemático semi-distribuído SWAT. Os valores pouco satisfatórios dos índices estatísticos de ajustamento obtidos com as simulações iniciais, logo após parametrização, mostraram a necessidade de calibração dos parâmetros hidrológicos, pois havia uma clara tendência do modelo para sobrestimar os caudais médios mensais. No entanto, a evolução temporal dos hidrogramas obtidos antes da calibração mostrou que os processos simulados pelo modelo tinham sido bem caracterizados, não sendo necessário fazer alterações ao modelo.

Os processos de calibração e validação da componente hidrológica do modelo foram baseados em séries históricas de dados meteorológicos, hidrológicos, ocupação cultural e práticas agrícolas. A análise de sensibilidade efetuada permitiu selecionar os onze parâmetros hidrológicos a calibrar. Após calibração, os índices estatísticos R^2 e NSE, apresentaram classificação de muito bom e PBIAS de satisfatório a muito bom, significando que o modelo simulou corretamente a evolução temporal dos caudais médios mensais e os valores extremos, não apresentando uma tendência significativa para sobrestimar ou subestimar os caudais observados. Foram obtidos índices estatísticos NSE (função objetivo) na fase de calibração de 0,83 e 0,93 e na validação de 0,86 e 0,94, para as sub-bacias de Barnabé e da Ota, respetivamente, classificando o desempenho do modelo como muito bom. Verificou-se que a introdução detalhada das práticas agrícolas (rega e fertilização) reduziu a dificuldade e o tempo de calibração.

Após a calibração das duas sub-bacias, foi feita a regionalização dos parâmetros hidrológicos para a bacia de Alenquer, uma vez que não se dispunha de séries de dados observados para a calibração direta.

Relativamente ao comportamento hidrológico da Bacia Hidrográfica de Alenquer, as principais conclusões obtidas com a simulação de 30 anos hidrológicos (1983 a 2012), são:

- A evapotranspiração foi o maior fluxo de saída de água da zona radical (78,4 % do total das saídas);
- do total de entradas de água (precipitação e rega), aproximadamente 38% saiu por percolação para baixo da zona radical e 15,7 % escoou superficialmente para o curso de água;
- da água percolada para baixo da zona radicular, apenas 5% consistiu em recarga profunda, e 23% alimentou o curso de água principal como escoamento de base;
- nos períodos húmidos do ano hidrológico (outubro a março), a percolação da zona radicular e o escoamento para o curso de água principal foram três vezes superiores aos ocorridos nos períodos secos associados à rega (abril a setembro).

A simulação de um cenário de fertilização tendo por base o Código das Boas Práticas Agrícolas para as zonas vulneráveis, permitiu concluir o seguinte:

- A quantidade de azoto nítrico armazenado no perfil do solo diminuiu ao longo do período do estudo e foi devida, provavelmente, à aplicação do código de boas práticas agrícolas, que resulta no aumento da eficiência do uso de azoto, e a outras medidas tais como a rega com água subterrânea que contém nitratos, o aumento das eficiências dos sistemas de rega e a diminuição das quantidades de estrume aplicadas nas culturas agrícolas devido a uma quebra nas atividades pecuárias;
- a quantidade de nitratos transportados com o escoamento superficial para as linhas de água diminuiu progressivamente até ao último ano do estudo. Os maiores valores, por unidade de área ocupada pelas culturas, foram cerca de $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e ocorreram na cultura da aveia de outono-inverno, devido à grande quantidade de escoamento superficial. No entanto, em termos de quantidade total perdida por cultura, o maior valor verificou-se na cultura da vinha, pois é a que ocupa maior área na bacia. As menores quantidades correspondem ao solo com uso não agrícola, maioritariamente florestal.
- a lixiviação de nitratos decresceu também ao longo do período em estudo, apresentando valores inferiores a $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, embora ocorram situações distintas a uma escala maior;

- Os usos do solo correspondentes às espécies arbóreas não apresentaram valores relevantes de nitratos no escoamento superficial, possivelmente devido à ausência de fertilização e à menor formação de escoamento superficial em solos florestados, por estes também não apresentarem práticas de rega.

Finalmente, pode concluir-se que o potencial para contaminação do aquífero profundo com nitratos de origem agrícola é baixo na Bacia de Alenquer. O mesmo não pode ser concluído em relação ao transporte de nitratos para o aquífero freático e para as águas superficiais, pelos escoamentos superficial e de base. Faltam, no entanto, dados observados de qualidade da água para validação dos resultados modelados.

É pertinente concluir, com base neste caso de estudo da Bacia de Alenquer, que os limites da Zona Vulnerável do Tejo devem ser alargados às bacias hidrográficas limítrofes, em vez de coincidirem com limites administrativos e estradas, como feito por motivos práticos. No entanto, para a realização de estudos com uma forte base científica e que possam servir de base a tais propostas de alteração, é necessário dispor de séries temporais de dados observados de quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Como perspetivas futuras desejáveis salienta-se a necessidade de estender o estudo a todas as bacias hidrográficas em redor das Zonas Vulneráveis. No entanto, tal irá requerer o redimensionamento da rede de monitorização das águas superficiais e subterrâneas nas Zonas Vulneráveis e bacias hidrográficas limítrofes, de forma a possibilitar a calibração das bacias com o conjunto dos dados hidrológicos e de quantidade de nitratos.

6 Bibliografia

- Abbaspour, K. C. (2015). *SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual*. http://www.neprashtechology.ca/wp-content/uploads/2015/06/Usermanual_SwatCup.pdf
- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, *524*, 733–752. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Akhavan, S., Abedi-Koupai, J., Mousavi, S. F., Afyuni, M., Eslamian, S. S., & Abbaspour, K. C. (2010). Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan-Bahar Watershed, Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *139*(4), 675–688. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.015>
- Albiac, J., Martínez, Y., & Tapia, J. (2006). Water quantity and quality issues in mediterranean agriculture. *Water and Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, *9789264022*, 137–156. <https://doi.org/10.1787/9789264022577-11-en>
- Almeida, C., Branco, P., Segurado, P., Ramos, T. B., Ferreira, T., Neves, R., & de Oliveira, R. P. (2021). Evaluation of the trophic status in a Mediterranean reservoir under climate change: An integrated modelling approach. *Journal of Water and Climate Change*, *12*(3), 817–832. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.247>
- Almeida, C., Ramos, T. B., Segurado, P., Branco, P., Neves, R., & de Oliveira, R. P. (2018). Water quantity and quality under future climate and societal scenarios: A basin-wide approach applied to the Sorraia River, Portugal. *Water (Switzerland)*, *10*(9), 1186. <https://doi.org/10.3390/w10091186>
- APA. (2016). *Parte 6_Anexos - Região hidrográfica do tejo e ribeiras do oeste (rh5)*. <https://doi.org/10.1179/1743132814Y.0000000460>
- APA. (2020). *Plano Nacional de Acção Ambiente e Saúde (PNAAS)*. <https://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=818&sub3ref=124>
- Arauzo, M. (2017). Vulnerability of groundwater resources to nitrate pollution: A simple and effective procedure for delimiting Nitrate Vulnerable Zones. *Science of The Total Environment*, *575*, 799–812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.139>
- Arauzo, M., & Martínez-Bastida, J. J. (2015). Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Sciences*, *73*(12), 8271–8286.

<https://doi.org/10.1007/s12665-014-3989-8>

- Arauzo, M., & Valladolid, M. (2013). Drainage and N-leaching in alluvial soils under agricultural land uses: Implications for the implementation of the EU Nitrates Directive. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 179, 94–107. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.013>
- Arauzo, M., Valladolid, M., & Martínez-Bastida, J. J. (2011). Spatio-temporal dynamics of nitrogen in river-alluvial aquifer systems affected by diffuse pollution from agricultural sources: Implications for the implementation of the Nitrates Directive. *Journal of Hydrology*, 411(1–2), 155–168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.004>
- Arnold, J. G., & Allen, P. M. (1996). Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology*, 176(1–4), 57–77. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02782-3](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02782-3)
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2013). Soil & Water Assessment Tool: Input/output documentation. version 2012. *Texas Water Resources Institute, TR-439*, 650. <http://swat.tamu.edu/media/69296/SWAT-IO-Documentation-2012.pdf>
- Asadzadeh, M., Leon, L., McCrimmon, C., Yang, W., Liu, Y., Wong, I., Fong, P., & Bowen, G. (2015). Watershed derived nutrients for Lake Ontario inflows: Model calibration considering typical land operations in Southern Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 41(4), 1037–1051. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.09.002>
- Barros, J. F. C., & Calado, J. G. (2012). *Itinerário Técnico dos Cereais de Outono- Inverno*. 20.
- Barros, J. F. C., & Calado, J. G. (2014). A Cultura do Milho. Em *Book*. Universidade de Évora.
- Bouraoui, F., & Grizzetti, B. (2011). Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of The Total Environment*, 409(23), 4899–4916. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.015>
- Bouslihim, Y., Rochdi, A., El Amrani Paaza, N., & Liuzzo, L. (2019). Understanding the effects of soil data quality on SWAT model performance and hydrological processes in Tamedroust watershed (Morocco). *Journal of African Earth Sciences*, 160, 103616. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2019.103616>
- Brighenti, T., Bonumá, N., & Chaffe, P. (2016). Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 21(1), 53–64. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p53-64>
- Busico, G., Colombani, N., Fronzi, D., Pellegrini, M., Tazioli, A., & Mastrocicco, M. (2020). Evaluating SWAT model performance, considering different soils data input, to quantify actual and future runoff susceptibility in a highly urbanized basin. *Journal of*

- Calka, B., Bielecka, E., & Figurski, M. (2017). Spatial pattern of ASG-EUPOS sites. *Open Geosciences*, 9(1). <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0046>
- Cameira, M. R., Rolim, J., Valente, F., Faro, A., Dragosits, U., & Cordovil, C. M. d. S. (2019). Spatial distribution and uncertainties of nitrogen budgets for agriculture in the Tagus river basin in Portugal – Implications for effectiveness of mitigation measures. *Land Use Policy*, 84, 278–293. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.028>
- Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162(2), 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Cordeiro, A., & Inês, C. (2017). O ciclo anual da oliveira, a fenologia e as práticas culturais no olival. *Olivicultura*, 10–12. http://www.inia.pt/fotos/editor2/olivicultura_o_ciclo_anual_da_oliveira.pdf
- Costa, J. B. (1999). *Caracterização e constituição do solo* (Fundação Calouste Gulbenkian (ed.); 12.^a–2004.^a ed.).
- Dakhlalla, A. O., & Parajuli, P. B. (2019). Assessing model parameters sensitivity and uncertainty of streamflow, sediment, and nutrient transport using SWAT. *Information Processing in Agriculture*, 6(1), 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2018.08.007>
- Debernardi, L., De Luca, D. A., & Lasagna, M. (2008). Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental Geology*, 55(3), 539–558. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1006-1>
- Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. (sem data). *Zonas Vulneráveis*. Obtido 12 de Janeiro de 2020, de <https://www.dgadr.gov.pt/rec-hid/diretiva-nitratos/zonas-vulneraveis>
- Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. (2016). *Poluição provocada por nitratos de origem agrícola. Diretiva 91/676/CEE, de 12 de dezembro - Relatório 2012-2015*.
- Direção-Geral do Território. (2016). *Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP)*. http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/carta_administrativa_oficial_de_portugal_caop/
- Direção Regional de Agricultura e Pescas de Lisboa e Vale do Tejo. (2018). *Zona Vulnerável a Nitratos*. <http://www.draplvt.mamaot.pt/Ordenamento/Ambiente/Zona-Vulneravel-Nitratos/Pages/Zona-Vulneravel-a-Nitratos.aspx>

- Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990. (2008). Em *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990* (Vol. 9789264040). OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264040854-en>
- European Climate Assessment & Dataset. (sem data). *Predefined subsets of ECA*. <https://www.ecad.eu/dailydata/predefinedseries.php>
- European Commission. (1991). Council Directive 91/676/CEE of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, 375(1), 1–8. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:31991L0676&from=HR>
- European Environment Agency (EEA). (2018). *Report From the Commission To the Council and the European Parliament*. https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/nitrates_directive_implementation_report.pdf
- European Environment Agency (EEA). (2019). Corine Land Cover (CLC) 2012, Version 20. *Copernicus*. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012/view>
- Faro, A. V. P. (2018). *A Qualidade da Água Subterrânea e as Práticas Agrícolas Caso de estudo: Zona Vulnerável aos Nitratos do Tejo*. Instituto Superior de Agronomia.
- Figueiredo, N., Menino, R., Prazeres, A., Fareleira, P., Vargues, A., Carranca, C., Marques, P., Pereira, J., Goufo, P., Trindade, H., Carneiro, J., Couto, N., Mateus, E., Ribeiro, A., & Coutinho, J. (2013). O cultivo do arroz e a resposta do agrossistema às alterações ambientais de temperatura e dióxido de carbono. *Vida rural*, 28–31.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). *FAO Digital Soil Map of the World (DSMW)*. <http://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1026564/>
- Godara, N., Bruland, O., & Scholar, P. (sem data). *Choosing an Appropriate Hydrologic Model*. 1–18.
- Gyamfi, C., Ndambuki, J., & Salim, R. (2016). Simulation of Sediment Yield in a Semi-Arid River Basin under Changing Land Use: An Integrated Approach of Hydrologic Modelling and Principal Component Analysis. *Sustainability*, 8(11), 1133. <https://doi.org/10.3390/su8111133>
- Han, J., Lee, D., Lee, S., Chung, S.-W., Kim, S., Park, M., Lim, K., & Kim, J. (2019). Evaluation of the Effect of Channel Geometry on Streamflow and Water Quality Modeling and Modification of Channel Geometry Module in SWAT: A Case Study of the Andong Dam Watershed. *Water*, 11(4), 718. <https://doi.org/10.3390/w11040718>
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference Crop Evapotranspiration from

Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96–99.
<https://doi.org/10.13031/2013.26773>

Heathman, G. C., & Larose, M. (2007). Influence of scale on SWAT model calibration for streamflow. *MODSIM07 - Land, Water and Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability, Proceedings*, 2747–2753.

Her, Y., Frankenberger, J., Chaubey, I., & Srinivasan, R. (2015). Threshold Effects in HRU Definition of the Soil and Water Assessment Tool. *Transactions of the ASABE*, 58(2), 367–378. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10805>

Holman, I. P., Palmer, R. C., Bellamy, P. H., & Hollis, J. M. (2005). Validation of an intrinsic groundwater pollution vulnerability methodology using a national nitrate database. *Hydrogeology Journal*, 13(5–6), 665–674. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0439-4>

Hooghoudt, S. B. (1940). Bijdragen tot de kennis van eenige natuurkundige grootheden van den grond. No. 7. Algemeene beschouwing van het probleem van de detailontwatering en de infiltratie door middel van parallel loopende drains, greppels, slooten en kanalen. Em *Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen* (Vol. 46, Número 14). Algemeene Landsdrukkerij.

Ichiba, A., Gires, A., Giangola-murzyn, A., & Tchiguirinskaia, I. (2013). *Comparison between fully distributed model and semi-distributed model in urban hydrology modeling*. 15, 12733.

Instituto Nacional de Estatística. (sem data). *Produtividade das principais culturas agrícolas (kg/ha) por Localização geográfica (NUTS - 2013) e Espécie; Anual*. Obtido 5 de Junho de 2019, de https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0000022&contexto=bd&selTab=tab2

Instituto Nacional de Estatística. (2011a). *Superfície das culturas permanentes (ha) por Localização geográfica (NUTS - 2002) e Tipo (culturas permanentes); Decenal*. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0004972&contexto=bd&selTab=tab2

Instituto Nacional de Estatística. (2011b). *Superfície das culturas temporárias (ha) por Localização geográfica (NUTS - 2002), Tipo (culturas temporárias) e Importância; Decenal*. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0004361&contexto=bd&selTab=tab2

IPMA. (2019). *CLIMA DE PORTUGAL CONTINENTAL*.

<https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima/>

- J. G. Arnold, D. N. Moriasi, P. W. Gassman, K. C. Abbaspour, M. J. White, R. Srinivasan, C. Santhi, R. D. Harmel, A. van Griensven, M. W. Van Liew, N. Kannan, & M. K. Jha. (2012). SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
- Jackson-Blake, L. A., Dunn, S. M., Helliwell, R. C., Skeffington, R. A., Stutter, M. I., & Wade, A. J. (2015). How well can we model stream phosphorus concentrations in agricultural catchments? *Environmental Modelling and Software*, 64, 31–46. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11>.
- Jajarmizad, M., Harun, S., & Salarpour, M. (2012). A Review on Theoretical Consideration and Types of Models in Hydrology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 5(5), 249–261. <https://doi.org/10.3923/jest.2012.249.261>
- Jeong, J., Wagner, K., Flores, J. J., Cawthon, T., Her, Y., Osorio, J., & Yen, H. (2019). Linking watershed modeling and bacterial source tracking to better assess E. coli sources. *Science of The Total Environment*, 648, 164–175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.097>
- K. R. Douglas-Mankin, R. Srinivasan, & J. G. Arnold. (2010). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: Current Developments and Applications. *Transactions of the ASABE*, 53(5), 1423–1431. <https://doi.org/10.13031/2013.34915>
- Khalid, K., Ali, M. F., Rahman, N. F. A., Mispan, M. R., Haron, S. H., Othman, Z., & Bachok, M. F. (2016). Sensitivity Analysis in Watershed Model Using SUFI-2 Algorithm. *Procedia Engineering*, 162, 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.086>
- Khoi, D. N., & Thom, V. T. (2015). Parameter uncertainty analysis for simulating streamflow in a river catchment of Vietnam. *Global Ecology and Conservation*, 4, 538–548. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.007>
- King, K. W., Arnold, J. G., & Bingner, R. L. (1999). Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek Watershed using SWAT. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 42(4), 919–925. <https://doi.org/10.13031/2013.13272>
- Kouchi, D. H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeinejad, S. H., Khalili, D., & Abbaspour, K. C. (2017). Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. *Water*, 9(6), 384. <https://doi.org/10.3390/w9060384>
- Lacasta, N., Ribeiro, A. S., & Seixas, A. (2016a). *Plano de Gestão de Região Hidrográfica*

(Parte 2 - Caracterização e Diagnóstico) Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5) (p. 1).

Lacasta, N., Ribeiro, A. S., & Seixas, A. (2016b). *Plano de Gestão de Região Hidrográfica (Parte 3 - Análise Económica das Utilizações da Água) Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5)*.

Martínez-Bastida, J. J., Arauzo, M., & Valladolid, M. (2010). Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*, 18(3), 681–698. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0549-5>

Matias, P. (2005). *Testes de aleatoriedade*.

Matias, P. (2019). *Análise dos dados de precipitação*.

McKay, M. D., Beckman, R. J., & Conover, W. J. (1979). A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code. *Technometrics*, 21(2), 239. <https://doi.org/10.2307/1268522>

Meaurio, M., Zabaleta, A., Uriarte, J. A., Srinivasan, R., & Antigüedad, I. (2015). Evaluation of SWAT models performance to simulate streamflow spatial origin. The case of a small forested watershed. *Journal of Hydrology*, 525, 326–334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.050>

Mehdi, B., Ludwig, R., & Lehner, B. (2015). Evaluating the impacts of climate change and crop land use change on streamflow, nitrates and phosphorus: A modeling study in Bavaria. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(PB), 60–90. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.04.009>

Mein, R. G., & Larson, C. L. (1973). Modeling infiltration during a steady rain. *Water Resources Research*, 9(2), 384–394. <https://doi.org/10.1029/WR009i002p00384>

Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. (1997). *Código de Boas Práticas Agrícolas - Para a proteção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*.

Mohammed, H., Tveten, A.-K., & Seidu, R. (2019). Modelling the impact of climate change on flow and E. coli concentration in the catchment of an ungauged drinking water source in Norway. *Journal of Hydrology*, 573, 676–687. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.021>

Monteith, J. L. (1965). Evaporation and environment. The state and movement of water in living organisms. *Symposium of the society of experimental biology*, Vol. 19, 205–234. <https://www.unc.edu/courses/2007fall/geog/801/001/www/ET/Monteith65.pdf>

- Morgan, R. P. C. (2005). Soil Erosion and Conservation. Em *The Geographical Journal* (Vol. 162, Número 2). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.2307/3059905>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Texas Water Resources Institute*, 1–647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>
- Niazi, M., Obropta, C., & Miskewitz, R. (2015). Pathogen transport and fate modeling in the Upper Salem River Watershed using SWAT model. *Journal of Environmental Management*, 151, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.042>
- Nunes, J. P., Jacinto, R., & Keizer, J. J. (2017). Combined impacts of climate and socio-economic scenarios on irrigation water availability for a dry Mediterranean reservoir. *The Science of the total environment*, 584–585, 219–233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.131>
- Osei, M. A., Amekudzi, L. K., Wemegah, D. D., Preko, K., Gyawu, E. S., & Obiri-Danso, K. (2019). The impact of climate and land-use changes on the hydrological processes of Owabi catchment from SWAT analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 25, 100620. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100620>
- Paço, T. A., David, T. S., Henriques, M. O., Pereira, J. S., Valente, F., Banza, J., Pereira, F. L., Pinto, C., & David, J. S. (2009). Evapotranspiration from a Mediterranean evergreen oak savannah: The role of trees and pasture. *Journal of Hydrology*, 369(1–2), 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.011>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pereira, L. S. (2004). Necessidades de Água e Métodos de Rega. Em Publicações Europa-América (Ed.), *Euroagro*.
- Petulante, T. (2013). *Batata de Consumo: Épocas de Produção e Variedades*. <http://www.agromais.pt/pagina.aspx?ID=65>

- Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81–92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2)
- Qi, J., Lee, S., Zhang, X., Yang, Q., McCarty, G. W., & Moglen, G. E. (2020). Effects of surface runoff and infiltration partition methods on hydrological modeling: A comparison of four schemes in two watersheds in the Northeastern US. *Journal of Hydrology*, 581, 124415. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124415>
- Rouholahnejad, E., Abbaspour, K. C., Vejdani, M., Srinivasan, R., Schulin, R., & Lehmann, A. (2012). A parallelization framework for calibration of hydrological models. *Environmental Modelling & Software*, 31, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.12.001>
- Rusli, N., Majid, M. R., Yusop, Z., Tan, M. L., Hashim, S., & Bohari, S. N. (2016). Integrating manual calibration and auto-calibration of SWAT model in Muar Watershed, Johor. *2016 7th IEEE Control and System Graduate Research Colloquium (ICSGRC)*, 197–202. <https://doi.org/10.1109/ICSGRC.2016.7813327>
- Sangrey, D. A., Harrop-Williams, K. O., & Klaiber, J. A. (1984). Predicting Ground-Water Response to Precipitation. *Journal of Geotechnical Engineering*, 110(7), 957–975. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1984\)110:7\(957\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1984)110:7(957))
- Saraiva, M. T. L. C. M. (2015). *Boas Práticas para a cultura da Macieira em modo de produção biológico na região do minho.* 1–102. http://repositorio.ipvc.pt/bitstream/20.500.11960/1682/1/Saraiva_Maria_14290.pdf
- Serpa, D., Nunes, J. P., Keizer, J. J., & Abrantes, N. (2017). Impacts of climate and land use changes on the water quality of a small Mediterranean catchment with intensive viticulture. *Environmental Pollution*, 224, 454–465. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.026>
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. (sem data-a). *Estação 19C/02H (Ponte Barnabé)*. Obtido 1 de Julho de 2019, de <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idRef=MTM4Ng==&findestacao=19C/02h>
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. (sem data-b). *Estação 19D/04H (Ponte Ota)*. <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idRef=MTM4Ng==&findestacao=19d/04h>
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. (sem data-c). *Sistemas Aquíferos*.
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. (sem data-d). *Site SNIRH*. <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=>
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. (2009). *Atlas da Água*.

<https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=4&idItem=2>

- Sistema Nacional de Informação Geográfica. (sem data). *Massas de água superficiais Rios (albufeiras) de Portugal continental: conjunto de dados geográfico SNIAmb*. Obtido 1 de Junho de 2019, de <https://snig.dgterritorio.gov.pt/rndg/srv/por/catalog.search#/home>
- Sitterson, J., Knightes, C., Parmar, R., Wolfe, K., Muche, M., & Avant, B. (2017). *An Overview of Rainfall-Runoff Model Types*.
- Sloan, P. G., & Moore, I. D. (1984). Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. *Water Resources Research*, 20(12), 1815–1822. <https://doi.org/10.1029/WR020i012p01815>
- Soil Conservation Service. (1972). *SCS National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology* (Número pt. 18). The Service. <https://books.google.pt/books?id=Tx5gzgAACAAJ>
- Sorando, R., Comín, F. A., Jiménez, J. J., Sánchez-Pérez, J. M., & Sauvage, S. (2019). Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. *Science of The Total Environment*, 659, 1293–1306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.023>
- Sousa, P. L., & Morais, A. (2011). MECAR - metodologia para a estimativa de água de rega em Portugal. *O uso da água na agricultura*. <http://hdl.handle.net/10400.5/3446>
- Stigter, T. Y., Ribeiro, L., & Dill, A. M. M. C. (2006). Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeology Journal*, 14(1–2), 79–99. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0396-3>
- Strauch, M., Otto, R., & Volk, M. (2015). HRU aggregation and its effects on model outputs. *2015 International SWAT Conference, Sardinia, June, 24–25*.
- Szalińska, E., Orlińska-Woźniak, P., & Wilk, P. (2018). Nitrate Vulnerable Zones Revision in Poland—Assessment of Environmental Impact and Land Use Conflicts. *Sustainability*, 10(9), 3297. <https://doi.org/10.3390/su10093297>
- Tang, F. F., Xu, H. S., & Xu, Z. X. (2012). Model calibration and uncertainty analysis for runoff in the Chao River Basin using sequential uncertainty fitting. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1760–1770. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.170>
- Texas A&M University, & Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). (2012). *MWSWAT 2012*. <https://swat.tamu.edu/software/mwswat/>
- Thampi, S. G., Raneesh, K. Y., & Surya, T. V. (2010). Influence of Scale on SWAT Model Calibration for Streamflow in a River Basin in the Humid Tropics. *Water Resources*

- Management*, 24(15), 4567–4578. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9676-y>
- Thavhana, M. P., Savage, M. J., & Moeletsi, M. E. (2018). SWAT model uncertainty analysis, calibration and validation for runoff simulation in the Luvuvhu River catchment, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 105, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.012>
- Vazquez-Amábile, G. G., & Engel, B. A. (2005). Use of SWAT to compute groundwater table depth and streamflow in the Muscatatuck River watershed. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 48(3), 991–1003. <https://doi.org/10.13031/2013.18511>
- Venetis, C. (1969). A study on the recession of unconfined aquifers. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, 14(4), 119–125. <https://doi.org/10.1080/02626666909493759>
- Wallace, C., Flanagan, D., & Engel, B. (2018). Evaluating the Effects of Watershed Size on SWAT Calibration. *Water*, 10(7), 898. <https://doi.org/10.3390/w10070898>
- Wei, X., Bailey, R. T., Records, R. M., Wible, T. C., & Arabi, M. (2019). Comprehensive simulation of nitrate transport in coupled surface-subsurface hydrologic systems using the linked SWAT-MODFLOW-RT3D model. *Environmental Modelling & Software*, 122, 104242. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.012>
- White, R. E. (2003). Soils for fine wines. *Choice Reviews Online*, 41(04), 41-2172-41–2172. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.41-2172>
- WRB, I. W. G. (2015). World reference base for soil resources 2014. *World Soil Resources Reports No. 106*, 1–191. <https://doi.org/10.1017/S0014479706394902>
- Zhang, X., Zhi, X., Chen, L., & Shen, Z. (2020). Spatiotemporal variability and key influencing factors of river fecal coliform within a typical complex watershed. *Water Research*, 178, 115835. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115835>
- Zhang, Y., Hou, J., Gu, J., Huang, C., & Li, X. (2017). SWAT-Based Hydrological Data Assimilation System (SWAT-HDAS): Description and Case Application to River Basin-Scale Hydrological Predictions. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 9(8), 2863–2882. <https://doi.org/10.1002/2017MS001144>
- Zhou, X. V., Clark, C. D., Nair, S. S., Hawkins, S. A., & Lambert, D. M. (2015). Environmental and economic analysis of using SWAT to simulate the effects of switchgrass production on water quality in an impaired watershed. *Agricultural Water Management*, 160, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.06.018>

7 Anexo

Quadro A7.1 – Dados existentes nas estações hidrométricas das sub-bacias

Sub-Bacia	Estação	Tipo de dados	Anos com dados
Rio Alenquer	19C/01 (Penedos Alenquer)	Caudal instantâneo máximo anual	1981-1989 (9)
		Caudal médio diário	1980-1990 (10)
		Escoamento mensal	1980-1990 (10)
		Nível médio diário	1980-1990 (10)
	19C/02 (Pte. Barnabé)	Caudal instantâneo máximo anual	1979-1989 (10)
		Caudal médio diário	1979-1992 (13)
		Escoamento mensal	1979-1990 (11)
		Nível hidrométrico instantâneo	2001-2018 (17)
	19C/03 (Pte. Alenquer)	Nível instantâneo máximo anual	1979-1989 (10)
		Nível médio diário	1979-1990 (11)
		Caudal instantâneo máximo anual	1981-1983 (2)
		Caudal média diário	1979-1990 (11)
	19D/04 (Pte. Da Ota)	Escoamento mensal	1979-1984 (5)
		Nível instantâneo máximo anual	1981-1989 (8)
Nível médio diário		1979-1990 (11)	
Caudal instantâneo máximo anual		1979-1989 (10)	
Rio Almonda	16F/01 (Pte. Nova)	Caudal instantâneo máximo anual	1979-1989 (10)
		Caudal médio diário	1977-1990 (13)
		Escoamento mensal	1977-1990 (13)
		Nível hidrométrico Instantâneo	2001-2016 (15)
	17F/01 (C.N.F.T - Torres Novas)	Nível Instantâneo máximo anual	1979-1989 (10)
		Nível médio diário	1978-1990 (12)
		Caudal instantâneo máximo anual	1976-1989 (13)
		Caudal médio diário	1976-1990 (14)
	17F/02 (Ponte Nova)	Escoamento mensal	1976-1990 (14)
		Nível hidrométrico Instantâneo	2002-2019 (17)
Nível Instantâneo máximo anual		1976-1989 (13)	
Nível médio diário		1982-1990 (8)	
17F/04 (Azinhaga)	-	-	
Rio Alviela	17F/03 (Ponte Ribeira Pernes)	Caudal instantâneo máximo anual	1979-1989 (10)
		Caudal médio diário	1977-1990 (13)
		Escoamento mensal	1952-1990 (38)
		Nível hidrométrico Instantâneo	2002-2018 (16)
	17F/05 (Pernes Canal)	Nível médio diário	1982-1990 (8)
		Caudal instantâneo máximo anual	1979-1985 (6)
		Caudal médio diário	1978-1990 (12)
		Escoamento mensal	1978-1985 (7)
Rio Sorraia	20E/02 (Pte. Santo Estevão)	Nível médio diário	1982-1990 (8)
		Caudal instantâneo máximo anual	1978-1989 (11)
		Caudal médio diário	1976-1990 (14)
		Escoamento mensal	1976-1990 (14)
	21F/01 (Pte. Canha)	Nível hidrométrico Instantâneo	1979-1989 (10)
		Nível médio diário	1982-1990 (8)
		Caudal instantâneo máximo anual	1981-1989 (8)
		Caudal médio diário	1979-1990 (11)
		Escoamento mensal	1979-1985 (6)
		Nível hidrométrico Instantâneo	2015-2015 (1)
Nível Instantâneo máximo anual	1980-1989 (9)		
Nível médio diário	1982-1990 (8)		

Quadro A7.2 – Estações influentes nas bacias em estudo na RH5

Estações influentes na bacia de Almonda		Estações influentes na bacia de Sorraia			
	Entidade		Entidade		
16E/01	INAG	16L/03	INAG	20K/01	INAG
16E/02	INAG	17I/02	INAG	20K/02	INAG
16E/04	INAG	17J/01	INAG	20L/01	INAG
16F/04	INAG	17J/02	INAG	20M/01	INAG
16F/05	INAG	17K/01	INAG	20M/02	INAG
16G/02	INAG	17L/02	INAG	20M/03	INAG
17F/02	INAG	17L/03	INAG	20N/01	IM
17F/03	INAG	17M/01	INAG	21F/01	INAG
17F/05	INAG	17M/07	INAG	21G/02	INAG
17G/01	IM	18H/02	INAG	21G/03	INAG
17G/02	INAG	18H/04	INAG	21G/04	IM
		18I/01	INAG	21H/01	INAG
Estações influentes na bacia de Alviela					
	Entidade	18J/01	INAG	21I/01	INAG
16E/02	INAG	18K/01	INAG	21J/01	INAG
16E/04	INAG	18K/02	INAG	21J/02	INAG
17D/03	INAG	18L/01	INAG	21J/03	INAG
17E/02	INAG	18M/01	IM	21K/02	INAG
17E/03	INAG	19E/02	IM	21K/03	INAG
17E/04	INAG	19F/01	INAG	21L/01	INAG
17F/01	INAG	19G/01	INAG	22H/01	INAG
17F/02	INAG	19G/02	INAG		
17F/03	INAG	19H/02	INAG		
17F/05	INAG	19J/01	INAG		
17G/02	INAG	19J/02	IM		
18E/01	IM	19J/03	INAG		
		19J/04	INAG		
Estações influentes na bacia de Alenquer					
	Entidade	19K/01	INAG		
18D/03	INAG	19L/02	INAG		
19C/02	INAG	19M/01	INAG		
19C/03	INAG	20D/01	INAG		
19C/04	INAG	20E/01	INAG		
19C/05	INAG	20E/02	INAG		
19C/07	INAG	20E/03	INAG		
19C/08	INAG	20F/01	INAG		
19C/10	INAG	20F/02	INAG		
19C/11	INAG	20F/03	IM		
19C/12	INAG	20G/01	INAG		
19C/13	INAG	20H/01	IM		
19D/01	IM	20I/01	INAG		
19D/02	INAG	20I/02	INAG		

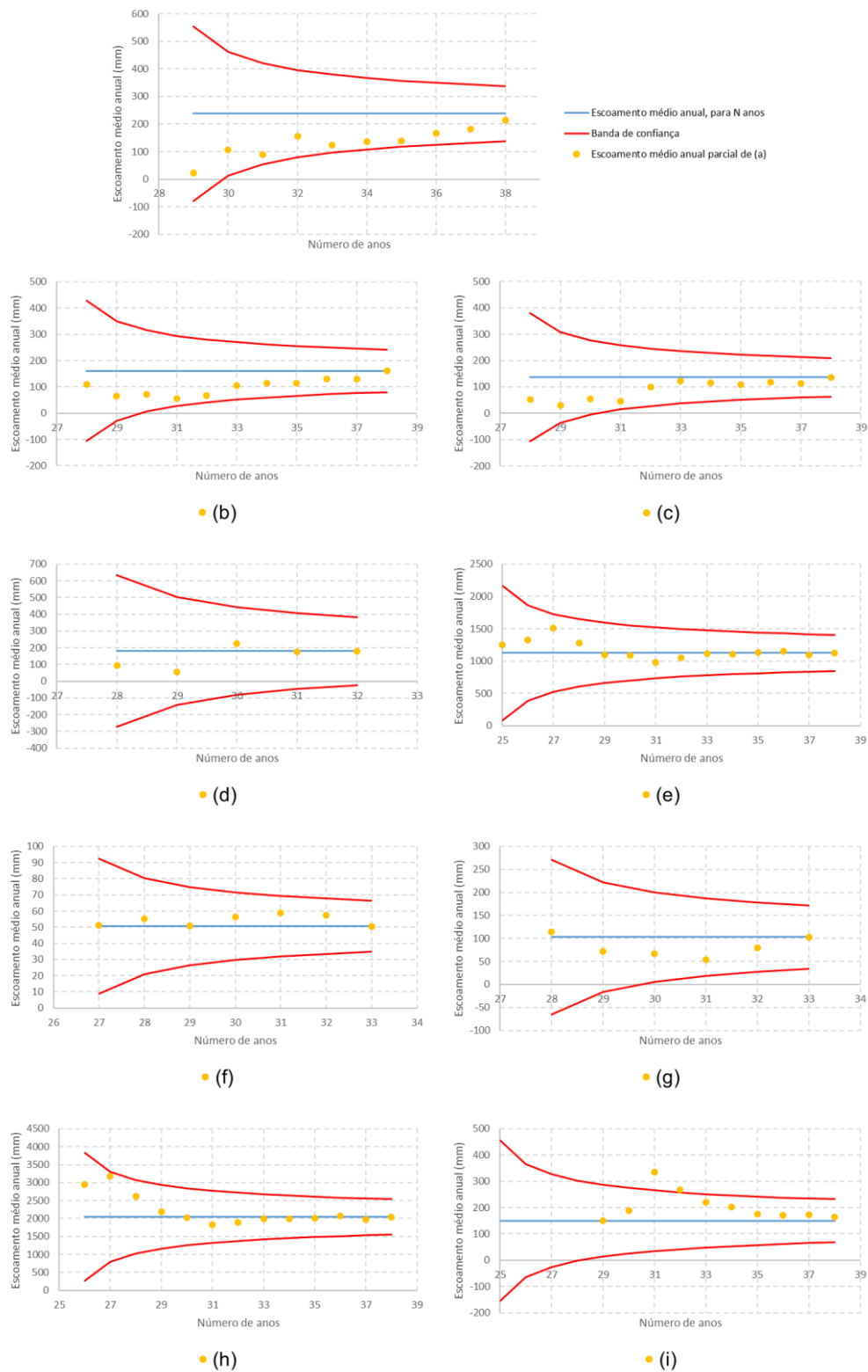


Figura A7.1 – Teste da evolução temporal do escoamento médio anual na (a) - Estação de Penedos Alenquer (19C/01H); (b) - Estação de Pte. Barnabé (19C/02H); (c) - Estação de Pte. da Ota (19D/04); (d) - Estação de Pte. Alenquer (19C/03H); (e) - Estação de Pte. Nova (17F/02); (f) - Estação de Pernes Canal (17F/05); (g) - Estação de Pte. Canha (21F/01); (h) - Estação de C.N.F. T-T. Novas (17F/01) e (i) - Estação de Pte. Sto. Estevão, para um nível de significância de 0,05 (intervalo de confiança de 95 %) - série homogénea.

Quadro A7.3 – Testes de Aleatoriedade das estações de escoamento

Estação hidrométrica		N	Autocorrelação		Tendência		Teste de							
Nome	Código		Estatística	α_p	Estatística	α_p	Homogeneidade da média		Homogeneidade da variância					
								Estatística	α_p	Estatística	α_p			
Fábrica da Matrena	17F/01	13	0,480	(Y)	0,631	0,000	(Y)	1,000	37,000	(N)	>0,234	536	(N)	0,126
Ponte Nova	17F/02	14	-0,183	(Y)	0,855	0,109	(Y)	0,913	43,000	(N)	0,740	651	(N)	0,271
Ponte da Ribeira de Pernes	17F/03	38	0,589	(Y)	0,556	-0,075	(Y)	0,940	1,066	(Y)	0,287	0,183	(Y)	0,855
Pernes Canal	17F/05	7	1,000	(N)	0,524	-5,000	(N)	0,472	11,000	(N)	>0,228	26	(N)	0,163
Penedos Alenquer	19C/01	9	0,000	(N)	0,444	20,000	(N)	0,444	14,000	(N)	0,810	158	(N)	0,546
Ponte Barnabé	19C/02	11	15,000	(N)	0,382	2,335	(Y)	0,020	15,000	(N)	>0,246	100	(N)	0,050
Ponte Alenquer	19C/03	5	-4,000	(N)	0,400	2,000	(N)	0,600	4,000	(N)	2,000	-1,624	(Y)	0,104
Ponte Da Ota	19D/04	11	-3,000	(N)	0,382	1,246	(Y)	0,213	23,000	(N)	0,754	205	(N)	0,769
Ponte Santo Estevão	20E/02	14	0,183	(Y)	0,855	-0,328	(Y)	0,743	50,000	(N)	>0,318	756	(N)	0,038
Ponte Canha	21F/01	6	0,000	(N)	0,600	5,000	(N)	0,600	9,000	(N)	2,000	21	(N)	0,100

Legenda: α_p – nível de significância atingido pelo teste, (N) – representa que não foi possível atingir o α_p pelo programa, devido à série hidrológica não ser suficientemente longa e (S) – representa que foi possível obter o α_p pelo programa. Nos casos em que não foi possível atingir o α_p , foram utilizadas tabelas com as funções de distribuição das estatísticas dos testes. As células que estão preenchidas a vermelho, amarelo e verde correspondem a estações em que há dúvidas na homogeneidade para α_p de 0,01, 0,025 e 0,05, respetivamente.

Quadro A7.4 – Testes de Aleatoriedade das estações de precipitação

Estação Meteorológica		N	Autocorrelação		Tendência		Teste de Homogeneidade da média				Homogeneidade da variância			
Nome	Código		Estatística	α_p	Estatística	α_p	Estatística	α_p	Estatística	α_p	Estatística	α_p		
Crespos	16E/01	28	0,959	(Y)	0,338	-1,008	(Y)	0,314	1,31	(Y)	0,19	-0,584	(Y)	0,559
Minde	16E/02	81	1,334	(Y)	0,182	-2,818	(Y)	0,005	2,036	(Y)	0,042	-0,616	(Y)	0,538
Pedrogão	16F/04	34	-0,139	(Y)	0,889	-1,334	(Y)	0,182	1,223	(Y)	0,221	0,134	(Y)	0,893
Arrimal	17D/03	30	1,407	(Y)	0,159	-3,568	(Y)	0	3,173	(Y)	0,002	-0,154	(Y)	0,878
Abrã	17E/02	81	1,824	(Y)	0,068	-2,765	(Y)	0,006	2,574	(Y)	0,01	-0,396	(Y)	0,692
Azóia de Cima	17E/03	33	-0,049	(Y)	0,961	-1,503	(Y)	0,133	0,63	(Y)	0,528	-1,735	(Y)	0,083
Pernes	17F/01	99	3,168	(Y)	0,002	-4,299	(Y)	0	3,426	(Y)	0,001	-0,353	(Y)	0,724
Torres Novas	17F/05	30	1,144	(Y)	0,253	-1,213	(Y)	0,225	0,27	(Y)	0,787	-0,768	(Y)	0,443
Chamusca	17G/02	85	1,889	(Y)	0,059	-2,129	(Y)	0,033	1,604	(Y)	0,109	-0,529	(Y)	0,597
Ribeiras do Oeste	18C/01	99	1,792	(Y)	0,073	1,106	(Y)	0,269	-0,619	(Y)	0,536	-0,643	(Y)	0,52
Santarém (ESA)	18E/01	33	0,762	(Y)	0,446	-2,433	(Y)	0,015	2,684	(Y)	0,007	0,563	(Y)	0,574
Penedos Alenquer	19C/04	31	0	(Y)	1	-1,054	(Y)	0,292	0,889	(Y)	0,374	-1,77	(Y)	0,077
Vila Chã (Alenquer)	19C/05	4	1	(N)	2	4	(N)	2	3	(N)	2	5	(N)	2
Marceana	19C/07	31	1,927	(Y)	0,054	-2,991	(Y)	0,003	2,51	(Y)	0,012	-1,073	(Y)	0,283
Meca	19C/08	34	1,379	(Y)	0,168	-2,164	(Y)	0,03	1,808	(Y)	0,071	-0,45	(Y)	0,653
Ota	19D/02	32	2,142	(Y)	0,032	-2,254	(Y)	0,024	1,376	(Y)	0,169	-1,04	(Y)	0,298
Canha	21F/01	86	1,104	(Y)	0,269	-2,883	(Y)	0,004	2,069	(Y)	0,039	-1,496	(Y)	0,135
Vendas Novas	21G/01	67	2,867	(Y)	0,004	-1,645	(Y)	0,1	1,568	(Y)	0,117	-1,049	(Y)	0,294
Lavre	21G/02	80	1,829	(Y)	0,067	-3,108	(Y)	0,002	3,142	(Y)	0,002	-0,081	(Y)	0,935
Represa	21I/01	33	1,897	(Y)	0,058	-2,495	(Y)	0,013	1,711	(Y)	0,087	-1,825	(Y)	0,068
Montemor-o-novo	22H/01	82	3,038	(Y)	0,002	-3,46	(Y)	0,001	3,213	(Y)	0,001	-1,073	(Y)	0,283
Santiago Escoural	22H/02	81	3,295	(Y)	0,001	-4,637	(Y)	0	4,133	(Y)	0	1,064	(Y)	0,287

Legenda: α_p – nível de significância atingido pelo teste, (N) – representa que não foi possível atingir o α_p pelo programa, devido à série hidrológica não ser suficientemente longa e (S) – representa que foi possível obter o α_p pelo programa. Nos casos em que não foi possível atingir o α_p , foram utilizadas tabelas com as funções de distribuição das estatísticas dos testes. As células que estão preenchidas a vermelho, amarelo e verde correspondem a estações em que há dúvidas na homogeneidade para α_p de 0,01, 0,025 e 0,05, respetivamente. No caso da estação de Vila Chã, como só estavam disponíveis dados de 4 anos, não chegou a ser possível consultar as tabelas com as funções de distribuição das estatísticas de testes.

Quadro A7.5 – Adaptação da classificação dos solos do Atlas da Água na classificação da base de dados da aplicação MWSWAT

Classificação no Atlas da Água	Chave Simplificada	Carta de Solos Mundial	Base de dados do solo do MWSWAT	
			SEQN ^[a]	SNAM ^[b]
Fluvissoles êutricos	Je	-	3988	Je80-2a-3988
Fluvissoles êutricos (ass. Fluvissoles calcário)	Je com Jc	Je87-2/3a	3149	Je87-2-3a-3149
Fluvissoles calcários	Jc	-	3143	Jc60-3a-3143
Fluvissoles dístricos	Jd	-	5549	Jd13-3a-5549
Regossoles êutricos	Re	Re84-1ab	6630	Re84-1ab-6630
Regossoles dístricos	Rd	-	6063	Rd37-1a-6063
Litossoles êutricos	I-e	I-2bc	6528	I-2bc-6528
Litossoles êutricos (rochas ultrabásicas)	I-e sem c	I-2bc	6528	I-2bc-6528
Litossoles êutricos (ass. Luvissoles)	I-e com I-l	I-L-2/3bc	6530	I-L-2-3bc-6530
Rankers	U	U4-2bc	6639	U4-2bc-6639
Vertissoles Pélicos	Vp	-	6100	Vp57-3a-6100
Vertissoles Pélicos calcários	Vp com c	-	6102	Vp58-3bc-6102
Vertissoles crómicos	Vc	Vc60-3a	6642	Vc60-3a-6642
Vertissoles crómicos calcários	Vc com c	Vc60-3a	6642	Vc60-3a-6642
Solonchaks gleizados	Zg	Zg19-2/3a	6650	Zg19-2-3a-6650
Cambissoles dístricos	Bd	Bd71-1/2b	6416	Bd71-1-2b-6416
		Bd77-1/2bc	6423	Bd77-1-2-bc-6423
Cambissoles dístricos (xistos e quartzitos)	Bd	Bd71-1/2b	6416	Bd71-1-2b-6416
Cambissoles húmicos (rocha sediment)	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (rocha eruptiva (T))	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (camb,rocha eruptiva)	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (xistos)	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (xistos ass. Luvissoles)	Bh com L	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (xistos ass. Luvissoles)	Bh com L	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (xistos ass. Luvissoles)	Bh com L	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (xistos e quartzitos)	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos (rochas sedimentares)	Bh	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles húmicos crómicos	Bhc	Bh25-2bc	3024	Bh25-2bc-3024
Cambissoles êutricos (rochas eruptivas)	Be	-	6433	Be120-2bc-6433
Cambissoles êutricos (xistos e quartzitos)	Be	-	6433	Be120-2bc-6433
Cambissoles êutricos (rochas sedimentares)	Be	-	6433	Be120-2bc-6433
Cambissoles cálcicos	Bk	Bk47-2/3b	6471	Bk47-2-3b-6471
Cambissoles crómicos	Bc	-	1884	Bc20-2a-1884
Cambissoles crómicos calcários	Bck	-	1884	Bc20-2a-1884
Cambissoles crómicos calcários vérticos	Bckv	-	1884	Bc20-2a-1884

Luvissolos órticos	Lo	Lo83-2bc	6576	Lo83-2bc-6576
Luvissolos rodocrômicos	Lc com b	Lc104-2/3bc	3184	Lc104-2-3bc-3184
Luvissolos rodocrômicos cálcicos	Lck com b	Lc104-2/3bc	3186	Lc104-2-3bc-3186
Luvissolos rodocrômicos cálcicos vérticos	Lckv com b	Lc104-2/3bc	3185	Lc104-2-3bc-3185
Luvissolos cálcicos vérticos	Lkv	-	4533	Lk19-2-3a-4533
Luvissolos vérticos	Lv	-	4538	Lv5-3b-4538
Luvissolos férricos	Lf	Lf97-2/3bc	6552	Lf97-2-3bc-6552
Luvissolos plintíticos	Lp	-	1527	Lp10-1a-1527
Luvissolos Gleizados	Lg	Lg41-2/3b	3194	Lg41-2-3b-3194
Luvissolos Gleizados Álbicos	Lga	Lg41-2/3b	6555	Lg41-2-3b-6555
Podzóis Órticos	Po	Po29-1b	6607	Po29-1b-6607
Podzóis Órticos (ass. Regossolos êutricos)	Po com Re	Po29-1b	6606	Po29-1b-6606
Podzóis Órticos (ass. Cambissolos calcários)	Po com Bk	Po29-1b	6607	Po29-1b-6607
Podzóis Órticos (ass. Cambissolos êutricos)	Po com Be	Po29-1b	6606	Po29-1b-6606
Podzóis Órticos (ass. Luvissolos gleizados)	Po com Bg	Po29-1b	6607	Po29-1b-6607
Podzóis Órticos (ass. Cambissolos calcários)	Po com Bk	Po29-1b	6606	Po29-1b-6606
Planossolos Êutricos	We	-	5349	We15-3a-5349

[a] – Número de sequência; [b] – Nome do solo na base de dados

Quadro A7.6 – Reclassificação do Uso do Solo para a bacia de Alenquer

Concelho	Legenda CLC2012	Código
Alenquer	Aeroportos e aeródromos	UTRN
Alenquer	Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	AGRL
Alenquer	Áreas de extração de inertes	SWRN
Alenquer	Arrozais	RICE
Alenquer	Culturas temporárias de regadio	CORN
Alenquer	Culturas temporárias de sequeiro	OATS
Alenquer	Florestas abertas, cortes e novas plantações	FRST
Alenquer	Florestas de folhosas	OAK
Alenquer	Florestas de resinosas	PINE
Alenquer	Florestas mistas	FRST
Alenquer	Indústria, comércio e equipamentos gerais	UIDU
Alenquer	Matos	RNGB
Alenquer	Olivais	OLIV
Alenquer	Pastagens permanentes	RNGE
Alenquer	Pomares	APPL
Alenquer	Sistemas agro-florestais	AGRL
Alenquer	Sistemas culturais e parcelares complexos	POTA
Alenquer	Tecido urbano descontínuo	URLD
Alenquer	Vegetação esclerófila	RNGB
Alenquer	Vegetação herbácea natural	RNGE
Alenquer	Vinhas	GRAP
Azambuja	Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	AGRL
Azambuja	Áreas de extração de inertes	SWRN
Azambuja	Arrozais	RICE
Azambuja	Culturas temporárias de regadio	CORN
Azambuja	Culturas temporárias de sequeiro	OATS
Azambuja	Florestas abertas, cortes e novas plantações	FRST
Azambuja	Florestas de folhosas	OAK
Azambuja	Florestas mistas	FRST
Azambuja	Indústria, comércio e equipamentos gerais	UIDU
Azambuja	Pastagens permanentes	RNGE
Azambuja	Sistemas culturais e parcelares complexos	POTA
Azambuja	Tecido urbano contínuo	URBN
Azambuja	Tecido urbano descontínuo	URLD
Azambuja	Vinhas	GRAP
Cadaval	Florestas abertas, cortes e novas plantações	FRST
Cadaval	Florestas de folhosas	OAK
Cadaval	Florestas de resinosas	PINE
Cadaval	Vegetação esclerófila	RNGB
Cadaval	Vegetação herbácea natural	RNGE
Sobral de Monte Agraço	Culturas temporárias de sequeiro	OATS
Sobral de Monte Agraço	Sistemas culturais e parcelares complexos	POTA
Sobral de Monte Agraço	Tecido urbano descontínuo	URLD

Sobral de Monte Agraço	Vinhas	GRAP
Torres Vedras	Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	AGRL
Torres Vedras	Culturas temporárias de regadio	CORN
Torres Vedras	Culturas temporárias de sequeiro	DWHT
Torres Vedras	Florestas de folhosas	OAK
Torres Vedras	Pastagens permanentes	RNGE
Torres Vedras	Sistemas culturais e parcelares complexos	POTA
Torres Vedras	Tecido urbano descontínuo	URLD
Torres Vedras	Vinhas	GRAP

Quadro A7.7 – Calendário de fertilização das culturas

Uso do Solo	Fertilização animal		Fertilização química	
	Pré-sementeira	Fundo	1º Cobertura	2º Cobertura
OLIV	14/02	15/02	15/03	15/04
AGRL	29/02	01/03	01/04	01/05
GRAP	29/02	01/03	01/04	01/05
APPL	29/02	01/03	01/04	01/05
CORN	31/03	01/04	01/05	01/06
RICE	29/04	30/04	30/05	30/06
RICZ	29/04	30/04	30/05	30/06
POTA	30/04	01/05	01/06	01/07
OATS	31/10	01/11	01/12	01/01
DWHT	31/10	01/11	01/12	01/01

Legenda: GRAP – Vinha; AGRL – Agricultura genérica; POTA – Batata; CORN – Milho; DWHT – Trigo; APPL – Macieira; OLIV – Olival; RICE – Arrozais; RICZ – Arrozais na ZVT.

Quadro A7.8 – Cabeça animal por área de cada concelho e por tipo de produção animal e respetiva produção de azoto

Freguesia	Bovinos	Suínos	Ovinos	Caprinos	Equídeos	Aves	Coelhos	Total
	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º ha ⁻¹	N.º
Alenquer	309,9	433,5	477,6	110,0	289,8	1 664,1	1 323,7	4 608,6
Sobral de Monte Agraço	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,7
Torres Vedras	138,4	232,4	128,1	29,3	66,1	661,7	452,3	1 708,3
	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹	kgN ha ⁻¹
Alenquer	18 586,9	6 886,5	6 668,5	1 156,1	7 441,9	1 375,7	8 363,4	50 479,0
Sobral de Monte Agraço	7,2	0,9	1,2	0,1	1,9	0,2	0,9	12,3
Torres Vedras	8 299,2	3 692,5	1 788,8	308,3	1 698,2	547,0	2 857,4	19 191,4

Quadro A7.9 – Quadro exemplo da quantidade de azoto a aplicar na vinha com base na produtividade da cultura

Ano	Produtividade (t ha ⁻¹)	Quantidade de azoto a aplicar por área, com base nas recomendações de INIAP (kg ha ⁻¹)
1989	3,69	30,00
1990	6,04	46,04
1991	5,15	45,15
1992	4,10	44,10
1993	2,45	42,45
1994	3,71	43,71
1995	4,33	44,33
1996	5,79	45,79
1997	4,26	44,26
1998	2,04	42,04
1999	5,40	45,40
2000	4,80	44,80
2001	5,02	45,02
2002	4,66	44,66
2003	4,81	44,81
2004	5,32	45,32
2005	5,45	45,45
2006	5,58	45,58
2007	4,07	44,07
2008	4,05	44,05
2009	4,52	44,52
2010	5,58	45,58
2011	4,33	44,33
2012	5,25	45,25

Quadro A7.10 – Dados das dotações às culturas na bacia de Alenquer

Culturas	Agricultura genérica (AGRL)			Macieiras (APPL)			Milho (CORN)		
Nº de regas	27			27			26		
Anos	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)
1980	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1981	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1982	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1983	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1984	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1985	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1986	x	x	x	0,75	892	33	0,65	721	28
1987	0,75	115	4	0,75	892	33	0,65	721	28
1988	0,78	111	4	0,75	892	33	0,65	721	28
1989	0,78	111	4	0,75	892	33	0,65	721	28
1990	0,80	108	4	0,75	892	33	0,65	721	28

1991	0,80	108	4	0,75	892	33	0,65	721	28
1992	0,80	107	4	0,76	882	33	0,66	715	28
1993	0,81	106	4	0,77	873	32	0,66	709	27
1994	0,81	106	4	0,78	863	32	0,67	703	27
1995	0,82	105	4	0,78	854	32	0,67	697	27
1996	0,82	105	4	0,79	845	31	0,68	691	27
1997	0,83	104	4	0,80	836	31	0,68	685	26
1998	0,83	104	4	0,81	828	31	0,69	680	26
1999	0,83	103	4	0,82	819	30	0,70	674	26
2000	0,84	103	4	0,83	811	30	0,70	668	26
2001	0,84	102	4	0,83	803	30	0,71	663	26
2002	0,85	102	4	0,84	795	29	0,71	658	25
2003	0,85	101	4	0,85	787	29	0,72	653	25
2004	0,86	101	4	0,86	779	29	0,72	647	25
2005	0,86	100	4	0,87	772	29	0,73	642	25
2006	0,86	100	4	0,88	761	28	0,73	642	25
2007	0,87	98	4	0,89	750	28	0,76	614	24
2008	0,89	97	4	0,90	740	27	0,79	595	23
2009	0,90	96	4	0,90	743	28	0,80	586	23
2010	0,90	96	4	0,90	743	28	0,80	586	23
2011	0,90	96	4	0,90	743	28	0,80	586	23
2012	0,90	96	4	0,90	743	28	0,80	586	23

Quadro A7.9 – Dados das dotações às culturas na bacia de Alenquer (continuação)

Culturas	Vinha (GRAP)			Oliveiras (OLIV)			Batateiras (POTA)		
Nº de regas	27			27			18		
Anos	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)	Eficiência de rega	Dotação por época (mm)	Dotação por rega (mm)
1980	x	x	x	x	x	x	0,70	631	35
1981	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1982	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1983	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1984	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1985	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1986	x	x	x	x	x	x	0,70	586	33
1987	0,75	229	8	x	x	x	0,75	547	30
1988	0,78	222	8	x	x	x	0,75	547	30
1989	0,78	222	8	x	x	x	0,75	547	30
1990	0,80	215	8	x	x	x	0,75	547	30
1991	0,80	215	8	x	x	x	0,75	547	30
1992	0,80	214	8	x	x	x	0,75	543	30
1993	0,81	213	8	x	x	x	0,76	540	30
1994	0,81	212	8	x	x	x	0,76	537	30

1995	0,82	210	8	x	x	x	0,77	533	30
1996	0,82	209	8	x	x	x	0,77	530	29
1997	0,83	208	8	x	x	x	0,78	527	29
1998	0,83	207	8	x	x	x	0,78	524	29
1999	0,83	206	8	x	x	x	0,79	521	29
2000	0,84	205	8	0,88	469	17	0,79	518	29
2001	0,84	204	8	0,88	469	17	0,80	515	29
2002	0,85	203	8	0,88	469	17	0,80	512	28
2003	0,85	202	7	0,88	469	17	0,81	509	28
2004	0,86	201	7	0,88	469	17	0,81	506	28
2005	0,86	200	7	0,88	469	17	0,82	503	28
2006	0,86	200	7	0,88	469	17	0,82	500	28
2007	0,87	197	7	0,89	465	17	0,82	500	28
2008	0,89	194	7	0,89	462	17	0,82	500	28
2009	0,90	191	7	0,90	458	17	0,82	500	28
2010	0,90	191	7	0,90	458	17	0,82	500	28
2011	0,90	191	7	0,90	458	17	0,82	500	28
2012	0,90	191	7	0,90	458	17	0,82	500	28

Nota: considerou-se que nos anos iniciais a Vinha e o Olival não era regados

A Figura A7.2 mostra o esquema da Macro utilizada para preencher a tabela das operações da rega. Por entre as Macros “Sub x”, é executada a Macro “RepairAccess” em que repara e compacta os dados do ficheiro Access criados ao longo das Macros, uma vez que, se o tamanho do ficheiro Access ultrapassar os 2 GB, corrompe todos os dados, sendo necessário recomeçar o projeto inteiro no SWAT. No início da Macro “Join Everything”, é referido o carregamento da Agenda do uso do solo e da bacia. Nesta agenda, está preenchido os dados referentes à sementeira ou ao início do crescimento da planta, às fertilizações e à colheita. O processo da Macro “IRR_” executa todas as Macros correspondentes aos anos que ocorre rega da cultura, sendo o * associado aos anos. Estas Macros contêm toda a informação a ser preenchida nos campos. No final da Macro “UpdateSubbacin”, é executada a Macro correspondente à sub-bacia seguinte disponível, o que forma um ciclo até ser executada a Macro da última sub-bacia.

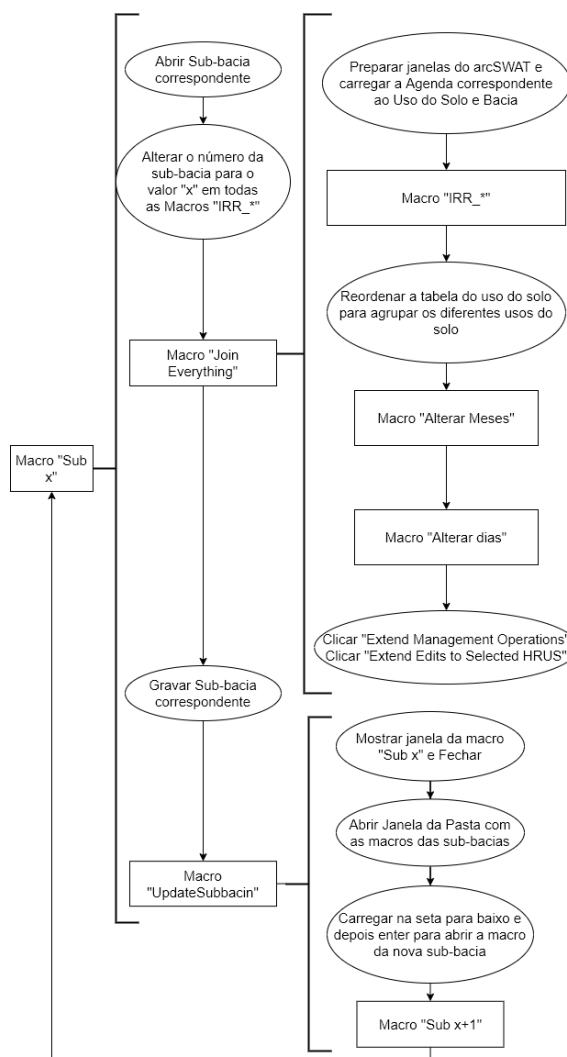


Figura A7.2 – Esquema do sistema da Macro para introdução dos processos de rega no modelo SWAT.

Quadro A7.11 – Lista dos parâmetros utilizados na bacia de Barnabé para a calibração, com as respetivas descrições e unidades

Parâmetros	Definição	Unidades
SOL_AWC().sol	Capacidade de água utilizável no solo	mmH ₂ O/mm de solo
SOL_BD().sol	Densidade aparente	g/cm ³
SOL_K().sol	Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial	mm/h
GWQMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio	mmH ₂ O
RCHRG_DP.gw	Fração da água percolada da zona radicular que atinge o aquífero profundo	Adimensional
GW_DELAY.gw	Tempo necessário para que a água saída da camada de solo com raízes atinja ambos os aquíferos, sob a forma de recarga	dia
ESCO.hru	Coefficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade	Adimensional

CN2.mgt	Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II	Adimensional
CH_N2.rte	Número de Manning n para o curso de água principal	s/m ^{1/3}

Quadro A7.12 – Lista dos parâmetros utilizados na bacia de Ota para a calibração, com as respetivas descrições e unidades

Parâmetros	Definição	Unidades
SOL_AWC().sol	Capacidade de água utilizável no solo	mmH ₂ O/mm de solo
SOL_BD().sol	Densidade aparente	g/cm ³
SOL_K().sol	Condutividade hidráulica saturada para simulação do escoamento subsuperficial	mm/h
GWQMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer escoamento de base para o rio	mmH ₂ O
GW_REVAP.gw	Fração da evapotranspiração potencial diária que pode sair do aquífero freático sob a forma de ascensão capilar	Adimensional
REVAPMN.gw	Quantidade mínima de água no aquífero freático necessária para ocorrer ascensão capilar ou percolação profunda	mmH ₂ O
ESCO.hru	Coefficiente que define como a altura máxima de evaporação diária do solo se distribui em profundidade	Adimensional
CN2.mgt	Número de escoamento inicial, para condições antecedentes de humidade II	Adimensional
CH_N2.rte	Número de Manning “ n ” para o curso de água principal	s/m ^{1/3}

A Figura A7.3 apresenta um diagrama que combina o algoritmo SUFI-2 com o modelo SWAT. O algoritmo SUFI-2 é executado através de três ficheiros; SUFI2_pre.bat (executa o SUFI2_LH_sample.exe), o SUFI2_run.bat (executa SWAT_Edit.exe, swat2012 e SUFI2_extract_*.exe) e o SUFI2_post.bat (executa o SUFI2_goal_fn.exe, SUFI2_95PPU.exe e SUFI2_new_pars.exe). O símbolo * corresponde a ficheiros rch, hru e sub, que correspondem a reach (curso de água), HRU e sub-bacias, respetivamente.



Figura A7.3 – Esquema de comandos do SWAT-CUP usando o método de calibração SUFI-2 (fonte adaptada de Rouholahnejad *et al.* 2012).