

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



Modelação da Concentração de Poluentes Agrícolas em Aquíferos

Diana Filipa Belixa Lopes

Dissertação orientada pelo Prof. Doutor Jorge Rocha
e coorientada pela Doutora Cristina Henriques

Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica e
Modelação Territorial Aplicados ao Ordenamento

2017

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



Modelação da Concentração de Poluentes Agrícolas em Aquíferos

Diana Filipa Belixa Lopes

Dissertação orientada pelo Prof. Doutor Jorge Rocha
e coorientada pela Doutora Cristina Henriques

Júri:

Presidente: Professor Doutor Eusébio Joaquim Marques dos Reis, Professor Auxiliar do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa;

Vogais:

- Professora Doutora Maria José Leitão Barroso Roxo, Professora Catedrática da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa
- Doutor Francisco Reis Sacramento Gutierrez, Investigador do Big Data Analytics Unit, Eurecat - Technology Centre of Catalonia (Barcelona)
- Professor Doutor Fernando Jorge Pedro da Silva Pinto da Rocha, Professor Auxiliar do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território

Agradecimentos

Esta fase do meu percurso académico foi marcada por picos de motivação no meio de muitos momentos de incerteza, foi uma fase mais solitária que por momentos pareceu interminável, mas foi possível de concluir com esforço e dedicação. No momento de agradecer são as pessoas que me ajudaram a manter uma atitude mais positiva e que nunca me deixaram desistir que merecem um lugar de destaque.

Começo por agradecer à minha família, em especial aqueles que durante a realização da dissertação lidaram com a minha ausência, acreditaram em mim e nunca me deixaram desistir. Obrigada Mãe, Pai, Mana e Tiago pela confiança e exigência que ao longo dos anos depositaram em mim, nada disto seria possível sem vocês. Aos meus sobrinhos Maria e Santiago, dedico-vos todo este esforço pela minha ausência nos vossos primeiros meses de vida e agradeço-vos por tornarem o (meu) mundo melhor.

Um enorme obrigado ao meu orientador Professor Doutor Jorge Rocha que durante este percurso sempre me motivou, respondeu a todas as minhas questões, hesitações e permaneceu sempre com o “copo meio cheio” mesmo nos momentos em que parecia que nada acontecia como era suposto. Agradeço profundamente toda a dedicação, compreensão e esforço conjunto para que esta dissertação, que acabou por motivos profissionais por se alongar mais do que o devido, fosse entregue a tempo e horas. Gratulo também a Dra. Cristina Henriques pelo esclarecimento de algumas dúvidas mais específicas e por também ela acreditar no meu trabalho.

Agradeço às minhas amigas em especial à Rita Rosa que para além de amiga de infância percorreu comigo uma fase importante da vida académica que fez reforçar a nossa amizade e também à Sara Afonso, a colega que se tornou numa grande amiga. A todas as outras amigas que fora do âmbito curricular compreenderam a minha ausência e me deram todo o apoio para continuar e nunca desistir em especial a Ana Rodrigues, a Débora Alcobia e a Joana Gama, obrigada.

Ao Luís, muito obrigada pela presença, pela paciência e pelo amor que tiveste para comigo nos momentos mais entusiasmantes e nos momentos de maior frustração ao longo deste percurso, obrigada também pela compreensão e por respeitares a minha ausência ao longo destes meses sem cobrares nada em troca.

Resumo

A água subterrânea é um dos recursos naturais com maior importância, para além de ser necessária à vida dos organismos é utilizada no abastecimento das populações, atividades agrícolas e indústria.

A presença de nitratos na água subterrânea é uma das formas de contaminação mais comuns, a sua presença ligada à agricultura intensiva e à aplicação excessiva de fertilizantes de base azotadas no solo. A acumulação de nitratos afeta os aquíferos pelo estado de eutrofização das águas e é prejudicial à saúde humana que pode causar problemas de saúde como como cancro no estomago em adultos e metahemoglobinemia nas crianças.

A proteção dos aquíferos à poluição tem-se tornado numa preocupação daí a criação de normas legislativas como é o caso do Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de setembro com o objetivo de redução da poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola bem como impedir a propagação desta poluição. A utilização de métodos e técnicas adequadas para a avaliação de vulnerabilidade dos aquíferos e a poluição das águas subterrâneas tem sido outra medida adotada para a proteção de aquíferos.

Para avaliar a vulnerabilidade aplicam-se modelos e produzem-se mapas, que permitem estimar qual o grau de suscetibilidade à contaminação, os mapas de vulnerabilidade depois de analisados permitem informar as estruturas de planeamento e ordenamento quer no sentido de uso sustentável de água subterrânea quer no sentido de implementação de atividades. Os mapas de vulnerabilidade podem ser calculados em ambiente SIG uma vez que permite a recolha de dados espaciais e ao mesmo tempo permite a realização de processamento de dados como a georreferenciação, integração, agregação e análise espacial.

O presente estudo centra-se na avaliação da vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação da água subterrânea por nitratos provenientes de atividades agrícolas na zona vulnerável a nitratos do Tejo, através de modelos subjetivos indexados e modelos baseados em processos. A zona vulnerável a nitratos do Tejo encontra-se numa região em que a prática agrícola é intensiva e onde se localiza o maior sistema aquífero de Portugal continental que contribui com os seus recursos hídricos para o abastecimento urbano, industrial e agrícola da região.

Palavras-chave: Águas subterrâneas, nitratos, vulnerabilidade, modelação, lei de Darcy, sistemas de informação geográfica.

Abstract

One of the natural resources with more importance is groundwater, besides being essential to organisms is used for population supply, agriculture and industry.

The presence of nitrate in groundwater is one of the most common contamination forms, their presence is usually related to intensive agriculture and excessive application of nitrogen based fertilizers in the soil. The accumulation of nitrates affects aquifers (water eutrophication) and is dangerous to human health, can cause health problems such as cancer in the stomach in adults and methemoglobin in children.

The protection of groundwater pollution has become a concern in the last decades therefore the creation of legislative provisions such as Decree-Law No. 235/97 of 3 September with the objective of reducing water pollution caused or induced by nitrates from agricultural sources and prevents the spread of pollution.

The use of methods and techniques for the assessment of vulnerability of aquifers and groundwater pollution has been another measure adopted for aquifer protection. To assess the vulnerability are produced maps that allow estimating the degree of susceptibility to contamination. After analysis, vulnerability mapping allow inform planning structures of the sustainable use of groundwater and also implementation activities. The vulnerability maps can be calculated in a GIS environment since it enables collecting spatial data and at the same time allows performing data processing such as georeferencing, integration, aggregation and spatial analysis.

This study focuses on the assessment of surface and groundwater vulnerability to contamination of groundwater by nitrates from agricultural activities in the vulnerable zone the Tagus nitrates through indexed subjective models and models based on processes. The vulnerable zone Tagus nitrate is in a region where the agricultural practice is intensive and where is the largest aquifer system of continental Portugal contributing to its water resources for urban, industrial and agricultural supply in the region.

Keywords: Groundwater, Nitrates, Vulnerability, Modelling, Darcy Law, Geographic Information Systems.

Índice Geral

Capítulo 1. Introdução	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. Objetivos e estrutura da dissertação	3
Capítulo 2. Águas subterrâneas	5
2.1. Características dos aquíferos.....	7
2.2. Parâmetros hidrogeológicos dos aquíferos	10
2.2.1. Porosidade	10
2.2.2. Gradiente Hidráulico.....	12
2.2.3. Condutividade Hidráulica.....	13
2.2.4. Transmissividade.....	15
2.2.5. Coeficiente de armazenamento.....	16
2.2.6. Dispersão hidrodinâmica e dispersividade.....	16
2.2.7. Retardamento.....	18
2.3. Qualidade da água subterrânea.....	19
2.3.1. Enquadramento Legal	21
2.3.2. Nitratos.....	22
2.1.....	26
2.2.....	26
2.3.3. Influência dos nitratos nas águas subterrâneas.....	26
2.3.4. Influência dos nitratos na saúde pública	30
2.3.5. Medidas preventivas e remoção de Nitratos das Águas Subterrâneas	31
Capítulo 3. Modelos de vulnerabilidade à poluição em águas subterrâneas.....	37
3.1. Modelos indexados	39
3.1.1. Modelo DRASTIC.....	40
3.1.2. Modelo GOD	42
3.1.3. Modelo SINTACS	43
3.1.4. Modelo AVI.....	44
3.1.5. Modelo SI	45
3.1.6. Outros modelos	47
3.1.7. Aplicações de modelos indexados.....	48
3.2. Modelos estatísticos	50
3.3. Modelos híbridos.....	52
3.4. Modelos baseados em processos.....	53
3.4.1. Modelação de fluxos de águas subterrâneas e os SIG.....	55

3.4.2. Modelos de fluxos de águas subterrâneas (Lei de Darcy)	59
Capítulo 4. Processamento de variáveis e modelo de análise	63
4.1. Enquadramento geográfico	63
4.1.1. Hidrogeologia	64
4.1.2. Geologia	66
4.1.3. Ocupação do solo.....	70
4.2. Metodologia	74
4.3. Tratamento de dados	78
4.3.1. Modelo digital de elevação e variáveis derivadas	78
4.3.2. Geologia e variáveis derivadas.....	85
4.3.3. Textura do solo.....	89
4.3.4. Nível freático	94
4.3.5. Recarga de aquíferos	99
4.3.6. Espessura do solo	102
4.3.7. Transmissividade.....	104
Capítulo 5. Modelação subjetiva indexada	105
5.1. Método DRASTIC	105
5.1.1. Aplicação do método DRASTIC.....	105
5.1.2. Apresentação de resultados	117
5.2. Índice de suscetibilidade	119
5.2.1. Aplicação do Índice de suscetibilidade	120
5.2.2. Apresentação de resultados	122
Capítulo 6. Modelação baseada em processos	125
6.1. Volume residual	125
6.2. Fluxo de Darcy.....	130
6.3. Movimentação das partículas.....	133
6.4. Plumas de contaminação.....	137
6.5. Modelo matemático dinâmico de dispersão e difusão	145
Capítulo 7. Conclusões	153

Índice de figuras

Figura 2.1 - Ciclo hidrológico. Adaptado de Heath (2004)	6
Figura 2.2 – Zona não Saturada e Zona Saturada no subsolo.....	8
Figura 2.3 - Tipos de aquíferos (armazenamento).....	9
Figura 2.4 - Porosidade em vários meios geológicos	11
Figura 2.5 - Porosidade e permeabilidade	15
Figura 2.6 - Ciclo do Azoto (Baseado em: <i>Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture</i> (1993))	23
Figura 3.1 - Desenvolvimento típico de um modelo (esquerda) e etapas de aplicação de um modelo (direita) baseado em Kuoli <i>et al.</i> (2009)	57
Figura 4.1 – Enquadramento da Zona Vulnerável do Tejo.....	63
Figura 4.2 - Sistemas Aquíferos integrantes na Zona Vulnerável do Tejo (Fonte: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos).....	65
Figura 4.3 - Ocupação do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo em 2007 (COS Nível 1)	70
Figura 4.4- IQFP na área de estudo	73
Figura 4.5 - Esquema metodológico	77
Figura 4.6 - Perfil da curvatura	79
Figura 4.7 - Modelo Digital de Elevação (MDE) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	80
Figura 4.8 - Declives (%) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	81
Figura 4.9 - Perfil transversal das vertentes na zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	82
Figura 4.10 - Posição catenária na zona vulnerável a nitratos do Tejo	84
Figura 4.11 - Ábaco que relaciona o material litológico com a condutividade hidráulica (Freeze e Cherry, 1979)	85
Figura 4.12 - Condutividade Hidráulica (m/s) para a zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	87
Figura 4.13 - Porosidade total (cm ³ /cm ³) dos meios geológicos	88
Figura 4.14 – Diagrama triangular de textura do solo, aplicado ao solo com várias frações .	89
Figura 4.15 - Textura do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	91
Figura 4.16 - Porosidade total (φ) em cm ³ /cm ³ na zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	93
Figura 4.17 - Distribuição dos pontos de amostragem utilizados (Fonte: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos)	95
Figura 4.18 - Nível freático na zona vulnerável a nitratos do Tejo	97
Figura 4.19 - Nível piezométrico na zona vulnerável a nitratos do Tejo	98
Figura 4.20 – Precipitação anual média para os últimos 30 anos	100
Figura 4.21 – Recarga Potencial	101

Figura 4.22- Fatores de contribuição para a espessura do solo: a) profundidade do solo, b) curvatura, c) declives, d) posição catenária.....	103
Figura 4.23 - Espessura do solo estimada para a zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	103
Figura 4.24 - Transmissividade calculada para a zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	104
Figura 5.1 - Índice parcelar D (profundidade da zona saturada) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	106
Figura 5.2 - Índice parcelar R (Recarga de aquíferos) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	108
Figura 5.3- Índice parcelar A (Material do Aquífero) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	110
Figura 5.4 - Índice parcelar I (Impacto da Zona Vadosa) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	111
Figura 5.5 - Índice parcelar S (Tipo de Solo) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	113
Figura 5.6 – Índice parcelar T (topografia) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	114
Figura 5.7 - Índice parcelar C (Condutividade Hidráulica) na zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	116
Figura 5.8 - Vulnerabilidade à poluição de aquíferos na zona vulnerável a nitratos do Tejo, segundo o método DRASTIC	118
Figura 5.9 - Uso do Solo (Land Use) para a aplicação do Índice de Suscetibilidade	121
Figura 5.10 - Índice de Suscetibilidade (IS) na zona vulnerável a nitratos do Tejo	123
Figura 5.11 - Índice de Suscetibilidade (IS) na zona vulnerável do Tejo segundo a metodologia da Reserva Ecológica Nacional.....	124
Figura 6.1 - Volume Residual calculado com os valores de porosidade da textura do solo e obtido através da ferramenta Darcy Flow	128
Figura 6.2 - Volume residual calculado com os valores de porosidade da geologia e obtidos através da ferramenta Darcy Flow.....	129
Figura 6.3 - Direção de fluxo subterrâneo na zona vulnerável a nitratos do Tejo.....	131
Figura 6.4 - Magnitude de fluxo subterrâneo na zona vulnerável a nitratos do Tejo	132
Figura 6.5 - Cálculo da velocidade v local (a) e determinação do percurso (b).....	134
Figura 6.6 - Informação cumulativa guardada no ficheiro <i>Track File</i>	134
Figura 6.7 - Movimento das partículas em águas subterrâneas na zona vulnerável a nitratos do Tejo	136
Figura 6.8 - Forma elíptica originada tendo em conta a função bivariável Gaussiana	137
Figura 6.9 - Pontos de monitorização escolhidos para o cálculo das plumas de contaminação	141
Figura 6.10 - Pluma de contaminação do poço 1.....	142
Figura 6.11 - Pluma de contaminação do poço 2.....	143
Figura 6.12 - Pluma de contaminação relativa ao Poço 3.....	144

Figura 6.13 – Processo de difusão	145
Figura 6.14 – Direções de difusão	148
Figura 6.15 – Condicionamento das direções de difusão	149
Figura 6.16 - Fator horizontal de movimento em frente	149
Figura 6.17 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 1	151
Figura 6.18 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 2	152
Figura 6.19 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 3	152

Índice de quadros

Quadro 2.1 - Técnicas de remediação (<i>ex-situ</i> e <i>in-situ</i>) de aquíferos (Fonte: Della Rocca <i>et al.</i> , 2006; Díaz <i>et al.</i> , 2000; Fenton <i>et al.</i> , 2008; Heredia <i>et al.</i> , 2005; Iwamoto e Nasu, 2001; Prakasa Rao e Puttana, 2006).	35
Quadro 3.1 - Avaliação da vulnerabilidade DRASTIC (Aller <i>et al.</i> , 1987)	41
Quadro 3.2 - Avaliação da Vulnerabilidade GOD (Foster e Hirata, 1995)	43
Quadro 3.3 - Avaliação da vulnerabilidade SINTACS (Civita e De Maio, 1997)	44
Quadro 3.4 - Avaliação da vulnerabilidade AVI (Van Stempvoort <i>et al.</i> , 1992)	45
Quadro 3.6 - Avaliação da Vulnerabilidade IS (Francés <i>et al.</i> , 2001).....	45
Quadro 3.7 - Avaliação da vulnerabilidade EKv (Auge, 2004)	47
Quadro 4.1 - Ocupação do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo (COS07 Nível 3)	71
Quadro 4.2 - Índice de Qualificação Fisiográfica da Parcela	72
Quadro 4.3 - Valores de condutividade hidráulica atribuídos às diferentes litologias	86
Quadro 4.4 - Valores de porosidade total atribuídos à Litologia.....	88
Quadro 4.5 - Textura do solo correspondente ao diagrama triangular de textura	90
Quadro 4.6 - Total de área e a sua percentagem na área de estudo por classe de textura de solo	92
Quadro 4.7 - Valores de porosidade total e efetiva para as classes de textura de solo segundo Rawls <i>et al.</i> (1982).....	92
Quadro 5.1 - Índice associado ao parâmetro D – profundidade da zona não saturada, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	106
Quadro 5.2 - Índice associado ao parâmetro R – Recarga de aquíferos, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	107
Quadro 5.3 - Índice associado ao parâmetro A – material do aquífero, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	109
Quadro 5.4 - Índice associado ao parâmetro I – Impacto da zona não saturada, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).	109
Quadro 5.5 - Valores de ponderação atribuídos para as variáveis relativas ao material do aquífero (A) e impacto da zona vadosa (I).....	109
Quadro 5.6 - Índice associado ao parâmetro S – Tipo de solo, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	112
Quadro 5.7 - Índice associado ao parâmetro T – Topografia, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	112
Quadro 5.8 - Índice associado ao parâmetro C – Condutividade Hidráulica, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	115

Quadro 5.9 - Pesos dos parâmetros, de acordo com Aller <i>et al.</i> (1987).....	117
Quadro 5.10 - Valores de ponderação atribuídos pelo método IS consoante o tipo de ocupação do solo.	120
Quadro 5.11 - Classes de vulnerabilidade do Índice de Suscetibilidade de Ribeiro (2005).122	
Quadro 6.1- Direção do fluxo de águas subterrâneas	133
Quadro 6.2 - Parâmetros de transporte de nitratos (amostras deformadas e indeformadas) em solos de textura média e textura fina segundo Rossi <i>et al.</i> (2007)	138
Quadro 6.3- Parâmetros utilizados para a criação das Plumas de Contaminação.....	140

Capítulo 1. Introdução

1.1. Enquadramento

A água é essencial à vida e à conservação da biodiversidade. É fundamental no abastecimento das populações bem como na produção agrícola e industrial. Os aquíferos, no seu estado puro são livres de contaminação, contudo qualquer alteração química ocorrente na água altera a sua qualidade e aumenta os custos de tratamento da mesma.

Grande parte do abastecimento mundial de água doce provém de aquíferos e por isso tem sido dada maior importância à sua recarga, quer a nível de quantidade como de qualidade (Pereira *et al*, 2006). O rápido crescimento populacional, o aumento da procura de água doce e o uso indevido da mesma, não têm permitido uma recarga eficaz dos aquíferos, uma vez que a captação é superior à recarga decorrente do ciclo hidrológico (Struckmeier *et al.*, 2000). Em Portugal a utilização dos recursos hídricos subterrâneos corresponde a 16% do total de consumo e constitui a principal fonte de água para diversos usos, gerando maior pressão sobre as águas subterrâneas do que sobre as águas superficiais (Ramos, 2005). Os principais setores responsáveis por esta pressão nos recursos hídricos subterrâneos são o setor urbano e a agricultura com, respetivamente, 70% e 80% de utilização de águas subterrâneas.

Um dos contaminantes que causa maior preocupação na qualidade da água subterrânea é o nitrato (NO_3) que, por norma, está presente em aquíferos de zonas rurais e suburbanas. A sua presença está ligada à prática de agricultura intensiva e da aplicação excessiva de fertilizantes de base azotadas no solo e atividade pecuária.

O azoto como nutriente vital para o crescimento das plantas é utilizado como base de fertilizantes para aumentar a produção das culturas em muitas regiões do mundo (Almasri e Kaluarachchi, 2007). No entanto, é um elemento que afeta a qualidade da água quando se encontra sob forma de nitrato. Os Nitratos, se utilizados em excesso, retiram nutrientes do solo e dissolvem-se nas águas subterrâneas e superficiais, contaminando-as devido à sua capacidade de solubilidade e o seu estado oxidativo máximo. Estas situações, mesmo que pontuais, resultam na acumulação deste poluente, o que afeta os ecossistemas e é prejudicial à saúde humana.

O aumento da produção agrícola e o uso excessivo de fertilizantes azotados fez com que na década de 90 fosse implementada em alguns países da União Europeia e nos Estados Unidos da América legislação e recomendações de fertilização com base no azoto, determinadas através de análises da terra e segundo o comportamento do NO_3 no solo.

O aumento do teor em nitratos, relativamente aos limites fixados em diretivas anteriores (Diretiva n.º 86/280/CEE e a Diretiva n.º 88/347/CEE sobre as descargas de substâncias na água e no solo consideradas perigosas) em algumas áreas dos Estados-Membros da União Europeia resultou na criação de nova legislação, mais propriamente a Diretiva n.º 91/676/CEE do Conselho de 12 de dezembro de 1991 relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. O principal objetivo da legislação é reduzir a poluição das águas causadas por nitratos de origem agrícola e impedir a sua propagação para proteger a saúde humana, os recursos vivos, os sistemas aquáticos e salvaguardar outras utilizações legítimas da água. Esta Diretiva foi transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de setembro com o objetivo de redução da poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola bem como impedir a propagação desta poluição, o mesmo foi alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 68/99 de 11 de março. Segundo esta consideram-se águas subterrâneas poluídas por nitratos, aquelas que possuam ou apresentem riscos de vir a conter uma concentração de nitratos superior a 50 mg/l.

A proteção dos aquíferos à poluição é uma preocupação constante e há por isso necessidade da criação de normas legislativas, mas também a utilização de métodos e técnicas adequadas para a avaliação de vulnerabilidade dos aquíferos e a poluição das águas subterrâneas. O conceito de vulnerabilidade começou a ser usado de forma intuitiva na década de 1970, mas foi mais tarde, nos anos 1980, que a sua aplicação se tornou mais assertiva (Foster *et al.*, 2006). De acordo com Brollo *et al.* (2000), esta crescente preocupação com os recursos hídricos subterrâneos, decorre do crescimento populacional e económico, desregrado.

Para avaliar a vulnerabilidade aplicam-se modelos e produzem-se mapas, que permitem estimar qual o grau de suscetibilidade à contaminação. Para além do referido, o risco pode ainda ser influenciado pela mobilidade, a persistência e a dispersão dos poluentes dentro do aquífero (Foster *et al.*, 2006). Depois de analisados, os mapas informam as estruturas de planeamento e ordenamento, tanto no sentido de um uso sustentável da água subterrânea, como na estipulação de locais com aptidão (ou não) para implementação de diferentes atividades, em função do impacto que estas podem ter sobre os aquíferos (Xavier *et al.*, 2004).

Os mapas de vulnerabilidade constituem um meio para quantificar a sensibilidade dos recursos no seu ambiente e como uma forma de visualização para tomada de decisões. Estes são produzidos a partir de conjuntos de critérios ligados aos parâmetros físicos que representam a área de estudo, os critérios são alterados conforme o modelo a ser utilizado. Segundo Burrough e McDonnell (1998) os mapas de vulnerabilidade podem ser calculados em ambiente SIG uma vez que permite a recolha de dados espaciais e ao mesmo tempo

permite a realização de processamento de dados como a georreferenciação, integração, agregação e análise espacial.

Nas últimas décadas a modelação dos fluxos e do transporte de contaminantes em águas subterrâneas têm vindo a suscitar curiosidade na comunidade científica, pelo uso de novos métodos tecnológicos para análise e pela preocupação pela qualidade das águas subterrâneas e não apenas pela quantidade de água nos reservatórios (Pinder, 2002). A modelação de fluxos de águas subterrâneas começou a ser estudada devido à preocupação da comunidade pela quantidade de água consumida, desta forma era possível obter modelos preditivos do comportamento dos aquíferos. A modelação de fluxos e transporte de contaminantes em águas subterrâneas é uma ajuda eficiente para proteção e gestão das mesmas. Estes modelos são baseados em suposições simplificadas como a direção e velocidade dos fluxos de água, a geometria do aquífero, o transporte dos contaminantes e as reações químicas que se sucedem no subsolo (Kouli *et al.*, 2009).

Para o estudo das águas subterrâneas têm sido desenvolvidas diversas abordagens que podem ser agrupadas em três categorias: modelos indexados (usualmente divididos em classes de alta, média e baixa vulnerabilidade), desenvolvidos principalmente para a tomada de decisões na proteção e gestão de águas subterrâneas modelos estatísticos e modelos baseados em processos. Os modelos baseados em processos para além de serem utilizados para avaliar a vulnerabilidade específica produzem produtos finais tais como a delimitação de áreas com probabilidade de exceder a concentração máxima considerada de poluentes e são mais utilizados por cientistas sendo mais difíceis de interpretar em questões de gestão.

1.2. Objetivos e estrutura da dissertação

O principal objetivo da presente dissertação é avaliar a vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação da água subterrânea por nitratos provenientes de atividades agrícolas na zona vulnerável a nitratos do Tejo.

A escolha pela zona vulnerável a nitratos em estudo prende-se com o facto de se tratar de uma região em que a prática agrícola é intensiva e se localiza o maior sistema aquífero de Portugal continental. Este sistema contribui com os seus recursos hídricos para o abastecimento urbano, industrial e agrícola da região.

A presente dissertação está estruturada em 7 capítulos. No primeiro capítulo é realizado um breve enquadramento da temática em estudo e são apresentados os objetivos e a estrutura da dissertação.

No segundo capítulo é elaborada uma revisão bibliográfica sobre a temática das águas subterrâneas e a sua qualidade. O terceiro capítulo, também ele relativo à revisão bibliográfica é relativo aos modelos de vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas com base em modelos indexados, estatísticos, híbridos e baseados em processos.

No quarto capítulo é relativo aos materiais e métodos onde é apresentada a área de estudo e as suas características, as metodologias utilizadas e o tratamento e processamento de dados.

O quinto capítulo é referente à aplicação e apresentação de resultados a partir de modelos subjetivos indexados, e o sexto capítulo apresenta a aplicação e os resultados a partir de modelos baseados em processos.

Por fim o sétimo capítulo apresenta as conclusões relativas ao trabalho efetuado em função dos objetivos previamente definidos e descreve o desempenho da metodologia desenvolvida.

Capítulo 2. Águas subterrâneas

A água é uma componente essencial à vida, fundamental no abastecimento das populações, das atividades agrícolas e da indústria e pode ser um fator condicionante nas atividades produtivas e de conservação da biodiversidade. É estimado que perto de 1/3 da população mundial viva em países com *stress* hídrico moderado a forte em que o consumo de água é superior cerca de 10% aos recursos hídricos renováveis. Grande parte do abastecimento mundial de água doce provém de aquíferos e por isso tem sido dada maior importância à sua recarga em quantidade e qualidade (Pereira *et al.*, 2006).

As águas subterrâneas representam mais de 95% das reservas de água doce exploráveis do globo. A sua dependência varia de país para país devido às características hidrológicas e climáticas locais. Em Portugal os recursos hídricos subterrâneos constituem a principal fonte de água doce e correspondem a cerca de 16% do total de recursos hídricos produzidos. Constituem a principal fonte de água para diversos fins como o uso doméstico, industrial e agropecuário suportando mais de metade do consumo total de água anual gerando, por isso, maior pressão sobre as águas subterrâneas do que sobre as águas superficiais (Ramos, 2005)

Atualmente observa-se uma crise relativa à quantidade e qualidade da água, pois apesar do ciclo hidrológico garantir a sua renovabilidade o rápido crescimento populacional faz aumentar a procura de água doce e o seu uso indevido e excessivo não permitem a recarga das águas subterrâneas dado que a sua procura é superior à recarga (Struckmeier *et al.*, 2000).

O estudo da água subterrânea é denominado de hidrologia subterrânea ou hidrogeologia. Esta ciência estuda o armazenamento, circulação e distribuição de água na zona saturada do subsolo, preocupando-se atualmente também com a sua qualidade. A hidrogeologia é um ramo transdisciplinar que envolve a aplicação de ciências físicas, biológicas e matemáticas, apresentando neste campo muitas semelhanças com a geografia

As águas subterrâneas resultam da infiltração da água proveniente da precipitação e da alimentação direta dos rios e lagos, dos fluxos entre aquíferos, mas também da rega, das águas residuais urbanas, entre outros. Estes recursos encontram-se nos solos e nas formações geológicas denominadas de aquíferos – reservatórios naturais de águas subterrâneas, compostos por formações geológicas de materiais não consolidados com capacidade de armazenar e transmitir água (Midões e Fernandes, 2000) que permitem a circulação da mesma nos seus espaços vazios (existentes nas formações geológicas em grandes quantidades), constituídos principalmente por cascalho, areia e arenito.

No seu estado puro, os recursos hídricos subterrâneos estão livres de contaminação. Contudo, qualquer alteração química ocorrente na água afeta os organismos e ecossistemas e aumenta os custos de tratamento de água. São considerados como principais fontes poluentes da água os centros urbanos, as indústrias, as áreas rurais onde é praticada agricultura e pecuária, as estações de tratamento de águas residuais (ETAR), os incêndios florestais, locais de extração mineira, lixeiras, entre outros.

A água é um recurso renovável que se encontra em constante movimento através do ciclo hidrológico - este está relacionado com o movimento e a troca de água nos seus diferentes estados físicos, ocorrentes entre a hidrosfera, os oceanos, os calotes de gelo, as águas superficiais, as águas subterrâneas e a atmosfera e é mantido pela energia radiante da energia solar e pela ação gravítica.

Assim, o ciclo hidrológico (Figura 2.1) refere-se ao movimento cíclico da água entre o subsolo, solo e atmosfera. Apesar de não ter um início nem um fim, usualmente inicia-se a sua caracterização na evapotranspiração da água causada pelas plantas, zonas húmidas no solo e oceano. A evapotranspiração é por sua vez responsável pela formação de nuvens na atmosfera que devolvem a água para a superfície ou oceanos sob forma de precipitação. A precipitação, ocorrida sob forma de chuva rega a vegetação e a superfície do solo e dá-se início à infiltração da água no subsolo, quando a precipitação excede a taxa de infiltração ocorre o escoamento superficial.

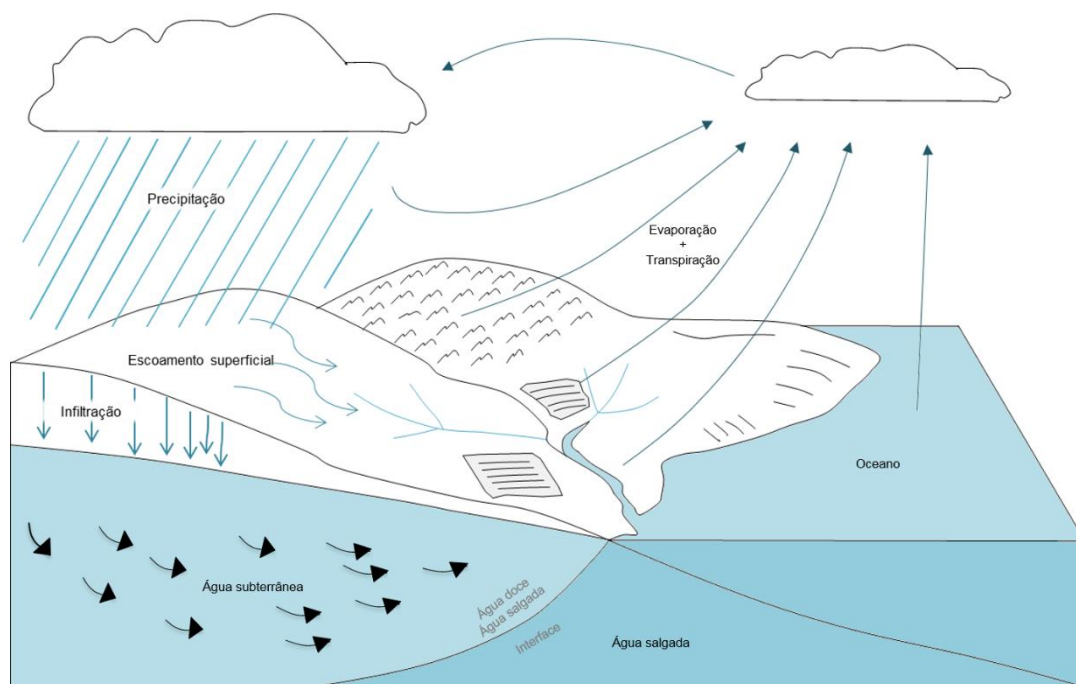


Figura 2.1 - Ciclo hidrológico. Adaptado de Heath (2004)

A água infiltra-se primeiro na zona não saturada e move-se lentamente para a zona saturada e lateralmente para os locais de descarga das águas subterrâneas onde retorna aos rios e oceanos.

Este movimento permanente da água entre os oceanos, continentes e atmosfera é mantido pela energia radiante de energia solar e pela atração gravítica. A quantidade de água que circula e a sua velocidade nas diversas etapas do círculo hidrológico são influenciadas por fatores como a cobertura vegetal, a altitude, a topografia, a temperatura, o tipo de solo e a geologia.

O ciclo hidrológico faz da água um recurso renovável, no entanto este pode-se tornar limitado se a sua gestão e qualidade não for garantida, desta forma a intervenção ativa do homem no ciclo hidrológico é essencial para diminuir o tempo necessário a realização de um novo ciclo e evitar perdas desnecessárias.

2.1. Características dos aquíferos

Um aquífero é uma unidade hidrogeológica que contém água a que se pode aceder de forma economicamente rentável, estes podem sobrepor-se, definindo assim um sistema aquífero. Segundo o Artigo 2º do Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de setembro um sistema aquífero é um domínio espacial, limitado em superfície e em profundidade no qual pode existir um ou mais aquíferos, relacionados ou não entre si. Para a definição de sistemas aquíferos, o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos¹ (SNIRH) tem em conta os limites geológicos coincidentes com os limites entre as unidades litológicas com comportamentos hidráulicos distintos sendo que os mesmos podem ser desviados por questões de desenho ou por aconselhamento das informações disponíveis; limites baseados em sondagens que correspondem por norma a prolongamentos sob os depósitos recentes e os limites supostos baseados em critérios geológicos, estruturais ou geofísicos.

A água subterrânea encontra-se em duas zonas diferentes, zona não saturada e zona saturada (Figura 2.2). Na zona não saturada mais à superfície encontra-se uma mistura de ar e água que preenche os poros do material geológico, na zona saturada onde se encontra a água disponível para armazenamento, todos os poros e fraturas são preenchidos por água. Entre a zona não saturada e saturada situa-se a franja capilar onde a existência de água é devida à ascensão da mesma por capilaridade a partir da zona freática.

¹ Disponível em: <http://snirh.pt/index.php?idMain=4&idItem=3&idSubtem=link3>. Acedido em Janeiro de 2016

Existem três forças que atuam sobre a água presente na zona saturada e não saturada, a gravidade, a pressão hidrostática que é a combinação entre a pressão atmosférica e o peso da camada de água sobre a zona saturada, e a atração molecular. A água presente na franja capilar está sob uma pressão hidráulica negativa (inferior à pressão atmosférica).

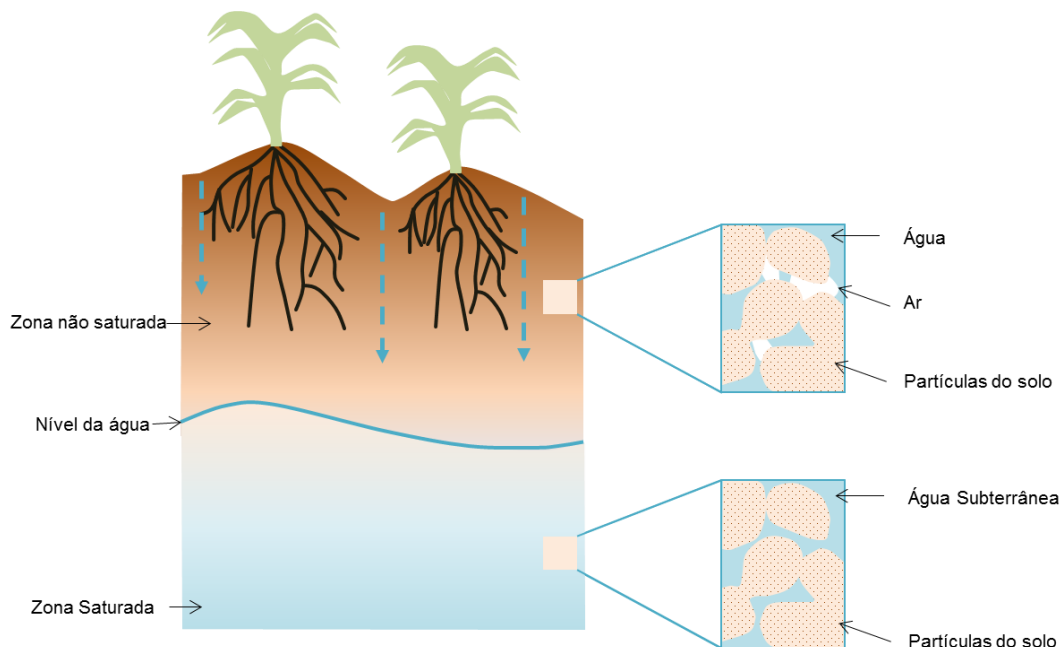


Figura 2.2 – Zona não Saturada e Zona Saturada no subsolo

Na zona saturada os fluxos de água são controlados também pelo gradiente hidráulico, e os seus fluxos podem ser laminares ou turbulentos. Por fluxo laminar entende-se um fluido que obedece à lei de *Darcy* no qual as correntes seguem trajetórias paralelas, no caso de os fluxos serem turbulentas as correntes não são todas paralelas devido à trajetória das moléculas de fluxo serem erráticas e confusas, este tipo de fluxo por sua vez não obedece à Lei de *Darcy*.

A água subterrânea move-se das zonas mais elevadas ou de maior pressão para zonas de baixa elevação ou menor pressão e assim é libertada para cursos de água, lagos ou nascentes.

A nível hidrológico os aquíferos e as suas camadas confinantes têm essencialmente duas funções: armazenar água e transmitir água das áreas de recarga para as áreas de descarga. A maioria dos aquíferos armazena e transmite água à exceção dos sistemas aquíferos compostos por calcários, cascalhos e rochas magmáticas que são mais eficazes como reservatórios do que como condutas. A água entra nos aquíferos pelas áreas de recarga e os

seus fluxos são condicionados pelo gradiente hidráulico e condutividade hidráulica para as áreas de descargas.

Existem essencialmente três tipos de aquíferos relativamente às características de armazenamento de água: os livres ou não confinados, os confinados e os suspensos ou elevados (Figura 2.3). Os **aquíferos livres** são formações geológicas permeáveis e saturadas parcialmente por água cujo nível está à pressão atmosférica e limitado na base por uma camada impermeável e podem atingir níveis próximos da superfície do solo ou passar por cima da mesma.

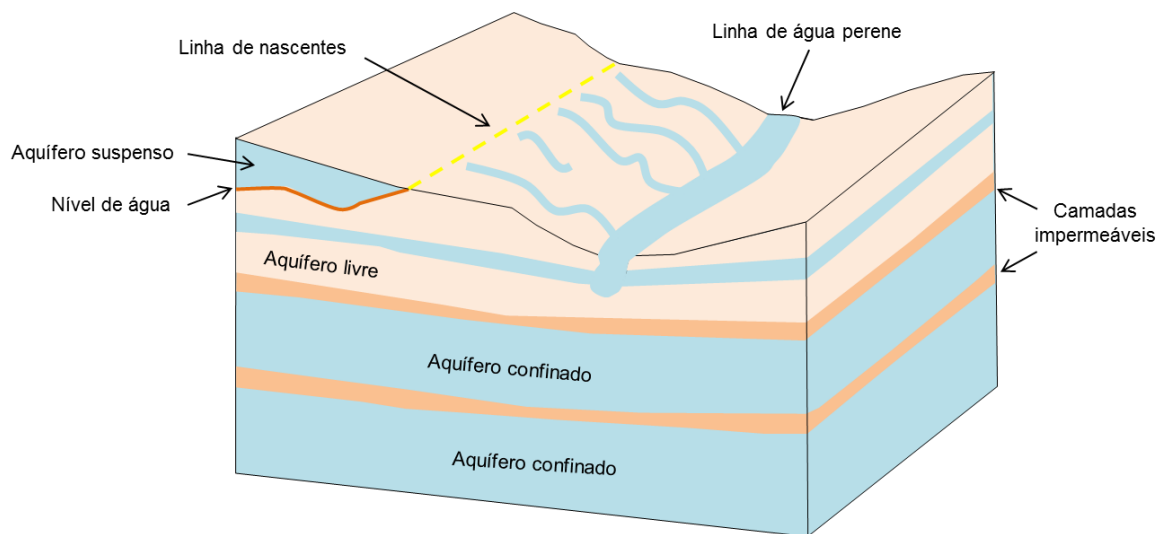


Figura 2.3 - Tipos de aquíferos (armazenamento)

Os **aquíferos confinados** são compostos por formações geológicas permeáveis saturados por completo por água, a sua base e topo são compostos por camadas impermeáveis e a pressão da água é superior à pressão atmosférica. As camadas impermeáveis nem sempre se apresentam de forma regular, podendo ser descontínuas e irregulares e do mesmo modo são os aquíferos. Um **aquífero suspenso ou elevado** trata-se de uma zona saturada dentro de uma zona não saturada sobre uma camada confinante e é formado acima da toalha freática.

No caso de as formações geológicas não serem aquíferas podem ser classificadas em **aquitardo, aquiocludo e aquífugo**. Um aquífugo pode armazenar água, mas transmite-a de forma muito lenta não sendo por isso muito rentável a nível de exploração económica; o aquíocludo embora contenha água não permite a sua circulação e o aquífugo é uma formação geológica impermeável que não armazena nem transmite água.

O nível de água a que se encontra o aquífero e não é estático e varia com a precipitação ocorrida, a extração da água, o efeito de maré nos aquíferos costeiros, a variação da pressão

atmosférica, alterações no regime de escoamento de rios influentes, etc. Por outro lado, num aquífero livre, na presença de um furo o nível da água não sobe e corresponde ao nível da água do aquífero denominado de nível freático (Midões e Fernandes, 2000).

A recarga natural de aquíferos acontece principalmente a partir do excedente da precipitação, ou seja, pela água que não é evapotranspirada ou sujeita a escorrência superficial. A maioria das recargas de aquíferos ocorre durante a percolação, escoamento de um líquido através de poroso ou fissuras por ação da gravidade, da água através da zona não saturada controlada por forças gravitacionais e capilares.

A recarga de aquíferos pode no entanto ser produzida pelo Homem tratando-se assim de recarga artificial através da transferência de águas de outras fontes como a injeção direta em furos, esta tem como principal propósito aumentar a quantidade de água disponível no reservatório e/ou melhorar a sua qualidade. A recarga também pode ser acidental por consequência das atividades humanas como por exemplo a disposição de efluentes em fossas sépticas não impermeabilizadas, a drenagem ou percolação em profundidade a partir de campos irrigados, o escoamento superficial gerado em zonas urbanas durante episódios de precipitação, entre outras (Roseiro, 2009).

A quantidade de água recarregada no aquífero bem como a contaminação do mesmo dependem de propriedades físicas do solo, como a textura e a capacidade de filtração do mesmo, e dos parâmetros hidrogeológicos dos aquíferos.

2.2. Parâmetros hidrogeológicos dos aquíferos

Os parâmetros hidrogeológicos dos aquíferos são aqueles que descrevem as suas características hidráulicas e hidrodinâmicas como é o caso da condutividade hidráulica/permeabilidade, transmissividade, coeficiente de armazenamento e porosidade. Através destes parâmetros é possível caracterizar os comportamentos dos fluidos em repouso e em movimento em aquíferos.

2.2.1. Porosidade

A **porosidade** (ϕ) interfere na capacidade de uma formação reter água e atinge valores mais elevados em formações não consolidadas e valores mais baixos em rochas mais coesas, ou seja, uma formação é mais porosa quando é composta por um agregado entre grãos nos quais existem espaços vazios que podem ser ocupados por água. As rochas têm entre a sua matriz sólida espaços porosos, ou vazios, onde ocorre o movimento do fluido (Figura 2.4).

Através da porosidade é medida a capacidade de a formação geológica conter fluidos nos seus poros ou cavidades. A porosidade pode ser classificada como primária quando o meio rochoso não é alterado e secundária quando o meio rochoso é alterado.

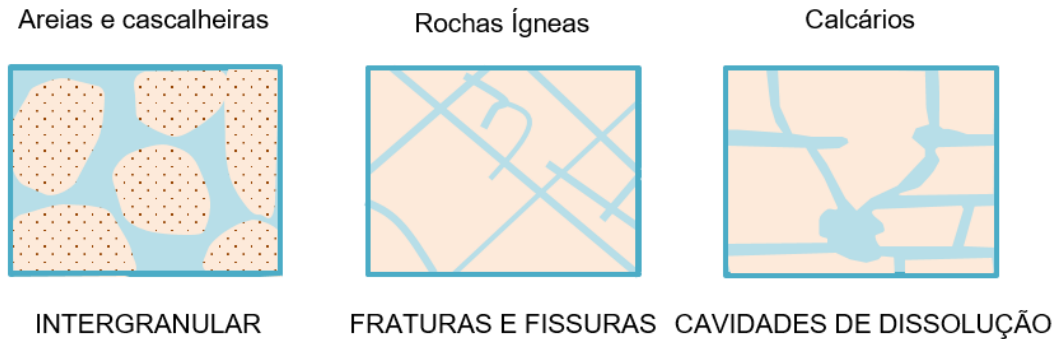


Figura 2.4 - Porosidade em vários meios geológicos

A porosidade, definida como a relação entre o volume de vazios e o volume total, depende do tamanho, forma, arranjo e homogeneidade dos grãos. Se estes últimos forem de tamanhos variados a porosidade é superior do que quando os grãos tendem a apresentar um tamanho uniforme. A porosidade (Φ) é calculada através da seguinte equação:

$$\Phi = \frac{V_v}{V_t} \quad (2.1)$$

Onde V_v é referente ao volume de vazios e V_t o volume total.

A porosidade efetiva tem como objetivo medir a percentagem do volume de um solo ou de uma formação aquífera disponível para armazenamento temporário de água e corresponde à relação entre o volume de vazios possíveis de ocupar pela água que circula por ação da gravidade e o volume total do solo ou do aquífero. A porosidade efetiva é calculada a partir da seguinte equação:

$$\phi_c = \frac{V_d}{V_t} \quad (2.2)$$

Onde ϕ_c é a porosidade efetiva, V_d é referente ao volume de água drenada por ação da gravidade e V_t o volume total.

A porosidade total corresponde à soma da porosidade efetiva e retenção específica, tratando-se de um parâmetro adimensional pode ser expresso por valores absolutos ou em percentagem.

A porosidade pode ser $0 \leq \Phi \leq 1$, quando é caracterizada como $\Phi = 1$ significa que o meio é fluído, caso a porosidade seja $\Phi = 0$ significa que o meio é completamente impermeável.

A retenção específica é uma característica do aquífero, ligada à porosidade, que indica a capacidade da formação geológica para reter a água, pode ser definido como o teor de humidade que permanece no solo após um longo período de drenagem por influência da gravidade sem acréscimo de água na superfície do terreno. A retenção específica é calculada a partir da equação seguinte:

$$\eta_s = \frac{V_s}{V_t} \quad (2.3)$$

Onde η_s é a retenção específica, V_s é o volume de água retirada depois de evacuada a água drenada pela gravidade e V_t é o volume total.

A porosidade é um dos fatores que influencia a retenção de água no solo e o movimento dos fluxos na água subterrânea.

2.2.2. Gradiente Hidráulico

A profundidade do aquífero é bastante importante para o uso do solo, em locais cujo aquífero esteja a pouca profundidade o solo pode ficar saturado de água e tornar o terreno inadequado para uma diversidade de usos, caso o aquífero esteja muito profundo torna a extração de água do mesmo para abastecimento dificultada.

A direção e inclinação do topo do aquífero também são importantes uma vez que indicam a direção do fluxo da água subterrânea. A posição e inclinação do topo de um aquífero são determinadas pela profundidade do nível da água nos poços e furos.

O gradiente hidráulico é um número adimensional que representa a inclinação da superfície piezométrica e corresponde à razão entre as variações de carga hidráulica e a distância percorrida na direção do fluxo. Este pode ser calculado através da diferença de potencial entre dois pontos divididos pela sua distância lateral:

$$i = \frac{h_1 - h_2}{d} \quad (2.4)$$

Onde i corresponde ao gradiente hidráulico, h_1 à cota da isopieza a montante, h_2 à cota da isopieza a jusante e d à distância entre os dois furos considerados.

O gradiente hidráulico representa apenas a distância percorrida pela água e nunca a sua direção.

2.2.3. Condutividade Hidráulica

Os aquíferos transmitem água das áreas de recarga para as áreas de descarga. Os fatores que controlam os movimentos das águas subterrâneas foram expressos pela primeira vez por Henry Darcy em 1856. Darcy foi um Engenheiro Hidráulico francês que com base em resultados experimentais sobre o fluxo de água em camadas de areia usadas em filtros publicou a teoria fundamental do escoamento subterrâneo.

Com os seus estudos, Darcy verificou que o caudal de escoamento ou volume por unidade de tempo é proporcional à secção transversal (A), proporcional ao gradiente hidráulico (h_1 e h_2) e inversamente proporcional à distância entre os piezómetros que resultam na seguinte equação que se aplica ao escoamento unidimensional:

$$Q = K.A \frac{(h_1 - h_2)}{L} = K.A.i \quad (2.5)$$

Onde Q é relativo ao caudal, K é a condutividade hidráulica, A é a secção atravessada, h_1 e h_2 é a carga hidráulica do piezómetro 1 e 2 respetivamente, L é a distância entre os piezómetros 1 e 2 e i é o gradiente hidráulico.

A condutividade hidráulica é a propriedade de um meio permitir a passagem de fluídos e está relacionada com as características do meio geológico como a porosidade, mas também com as propriedades do fluido em questão, como a viscosidade e o peso específico. A condutividade hidráulica corresponde a K e pode ser determinada através de métodos de laboratório, ensaios de campo ou através de fórmulas e os seus valores são expressos em m/s ou m/d. A condutividade hidráulica K pode ser calculada a partir da transmissividade T e espessura b através da equação:

$$K = \frac{T}{b} \quad (2.6)$$

Ao longo dos anos, diversos estudos em laboratório têm sido realizados para obter valores de medida da condutividade hidráulica. De acordo com Fiuza (2006) a condutividade hidráulica de solos mais impermeáveis é de aproximadamente 10^{-9} m/s, e dos solos permeáveis, como a gravilha limpa e homogénea, de 10^{-5} m/s.

A permeabilidade do solo é a capacidade das formações se deixarem atravessar pela água por isso está relacionada com o número e dimensão dos poros, se estes forem semifechados condicionam a passagem de água através da formação.

A Figura 2.5 relaciona os poros e as fraturas com a permeabilidade. Se os poros ou fraturas forem grandes e estiverem conectados a formação é mais permeável, caso os poros ou fraturas sejam pequenos e se encontrem semifechados a formação é impermeável.

Os aquíferos podem ser classificados em quatro tipos segundo a sua permeabilidade:

- **Aquífero poroso** – a água circula através poros resultantes dos espaços entre os grãos, são característicos de formações geológicas não consolidadas formadas por areias limpas, areias consolidadas, arenitos, conglomerados, entre outros onde existem espaços vazios;
- **Aquífero cársico** – a água circula através de cavidades originadas pela dissolução da rocha cársica que permite a circulação mais rápida da água. São característicos de formações geológicas carbonatadas como os calcários e dolomitos;
- **Aquífero Fraturado ou Fissurado** – a água circula através de fraturas ou fissuras que afetam o material de suporte. Estes aquíferos encontram-se em qualquer tipo de formação desde cortada por discontinuidades como fraturas, falhas ou planos de estratificação. São mais comuns em rochas como granito, gabros, filões de quartzo, entre outros;
- **Aquífero vacuolar** - este tipo de aquíferos encontram-se nas rochas vulcânicas cujos espaços vazios se encontravam previamente ocupados pelos elementos voláteis do magma.

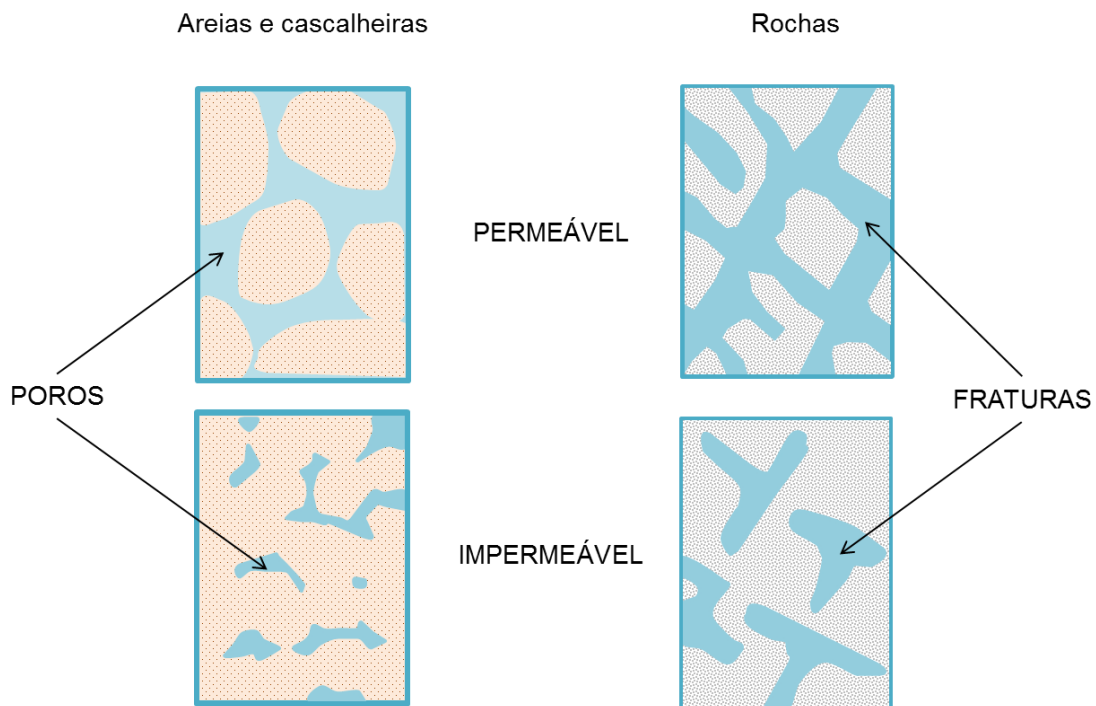


Figura 2.5 - Porosidade e permeabilidade

Em Portugal no que toca à produtividade do aquífero, são os porosos os mais produtivos - devido à sua localização geral nos fundos de vale e depressões topográficas, correspondem a 35% do total dos mesmos. De seguida encontram-se os aquíferos cársicos ou poro-cársicos ou poro-fissurados devido às suas grutas e condutas naturais que permitem acumular quantidades vultosas de água.

2.2.4. Transmissividade

A **transmissividade** corresponde à capacidade de um meio para transmitir água, pode ser definida como a quantidade de água que se escoar através da secção vertical quando se diminui a carga hidráulica. A transmissividade é calculada por sua vez através do produto da condutividade hidráulica e espessura do aquífero, através da expressão:

$$T = K \times b \quad (2.7)$$

Onde T corresponde à transmissividade do aquífero, K à condutividade hidráulica e b à espessura saturada do aquífero.

O termo transmissividade substitui o termo coeficiente de transmissibilidade pois, por convenção tanto o aquífero como a água são transmissíveis (Heath, 2004).

2.2.5. Coeficiente de armazenamento

O **coeficiente de armazenamento** é a capacidade de um aquífero para armazenar e transmitir água através dos seus poros e fissuras. Este é um parâmetro hidrogeológico adimensional dos aquíferos que corresponde ao volume de água libertado por uma coluna de aquífero de altura igual à sua espessura e secção unitária ao diminuir a carga hidráulica de uma unidade. Em aquíferos livres o coeficiente de armazenamento coincide quase na totalidade com o valor da porosidade eficaz, nos aquíferos confinados o seu valor é bastante inferior ao da porosidade eficaz. As equações apresentadas de seguida correspondem ao coeficiente de armazenamento para aquíferos livres e confinados, respetivamente:

$$S = S_s b \quad (2.8)$$

$$S = S_s \times b \times \phi_c \approx \phi_c \quad (2.9)$$

Onde S é relativo ao coeficiente de armazenamento, S_s ao armazenamento específico, b à espessura do aquífero e ϕ_c à porosidade efetiva.

Em aquíferos confinados, a água aí existente é sobretudo proveniente da drenagem gravitacional na zona não saturada. Em aquíferos não confinados o volume da água é derivado da expansão e compressão do aquífero.

2.2.6. Dispersão hidrodinâmica e dispersividade

A **dispersão hidrodinâmica** trata-se do processo responsável pela propagação dos constituintes químicos nas águas subterrâneas por difusão e mistura resultante dos fenómenos de dispersão molecular e dispersão mecânica, ou seja, variações microscópicas nas densidades e velocidades. A dispersão hidrodinâmica tanto pode ser longitudinal como transversal.

A dispersão longitudinal é o processo em que algumas moléculas da água e do soluto circulam mais rápida ou lentamente que a média da velocidade linear que tem como consequência a dispersão na direção e no sentido do fluxo. Por sua vez a dispersão transversal é a propagação de um soluto em direções perpendiculares à do sentido do fluxo.

A dispersão bidimensional num meio poroso é orientada pela equação da advecção-dispersão escrito em termos longitudinais e transversais, através da equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D'_L \frac{\partial^2 C}{\partial X_L^2} = D'_t \frac{\partial^2 C}{\partial X_L^2} = V'_L \frac{\partial C}{\partial X_L} - \lambda C \quad (2.10)$$

Onde C é a concentração do soluto em função de duas dimensões espaciais e o tempo, $\partial C/\partial t$ representam a derivada da concentração e do tempo, D'_L o coeficiente de dispersão (retardado) eficaz na direção longitudinal, D'_T o coeficiente de dispersão (retardado) eficaz no sentido transversal e λ é relativo ao coeficiente de decaimento, assumido como uma constante de decaimento exponencial de primeira ordem.

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica é um parâmetro que mede a propagação da substância em circulação devido à natureza do meio poroso em função da orientação relativamente à direção principal do fluxo da água subterrânea, podendo então ser coeficiente de dispersão longitudinal ou transversal e é calculado através da expressão:

$$D'_T = \frac{D_T}{r} \text{ ou } D'_L = \frac{D_L}{r} \quad (2.11)$$

Onde D_T é relativo à direção transversal, D_L à direção longitudinal e r o fator de retardação.

A **dispersividade** é uma propriedade física interna de um meio poroso, de uma substância específica ou de um fluido que determina as características de dispersão de um contaminante desse meio, calculado em unidades de comprimento. A dispersividade é utilizada para calcular a variância da equação de dispersão. Para o cálculo da dispersividade são utilizadas as seguintes equações:

$$\sigma_L^2 = 2\sigma_L L \quad (2.12)$$

Ou

$$\sigma_T^2 = 2\sigma_T T \quad (2.13)$$

A natureza da dispersividade e os métodos para a sua determinação, são temas de grande controvérsia e interesse na investigação de modelação de águas subterrâneas e não existe nenhuma equação universalmente aceite para calcular os seus valores.

Tal como a dispersão, a dispersividade pode ser considerada longitudinal ou transversal em função da orientação da dispersão relativamente à direção principal do fluxo de água subterrânea e pode ser calculada a partir das seguintes equações para a dispersividade longitudinal e transversal respetivamente:

$$D'_L = \alpha L \times V' \quad (2.14)$$

e

$$D'_T = \alpha T \times V' \quad (2.15)$$

Onde D_T é relativo à direção transversal, D_L à direção longitudinal, αT e αL à dispersividade transversal e longitudinal respectivamente e V' a média retardada da velocidade do poluente.

2.2.7. Retardamento

O **retardamento** é um fenómeno hidrodinâmico que sucede quando um soluto dissolvido nas águas subterrâneas escoia a uma velocidade inferior à mesma, sendo então a relação entre a velocidade do soluto e a velocidade do fluido que o transporte. As causas deste fenómeno sugerem associadas à adsorção do poluente pelos grãos de argila presentes no aquífero.

O retardamento é expresso por um valor entre o 1 e ∞ , sendo que o atraso equivalente à unidade é a situação ideal e significa que a solução viaja à mesma velocidade que o fluido. Se o atraso for de 2 significa que o soluto viaja através do meio poroso a metade da velocidade do fluido.

Este fenómeno é resultante da adsorção e dessorção do soluto na matriz porosa, especialmente se as paredes dos poros forem de revestimentos orgânicos. Freeze e Cherry (1979) apresentam a seguinte equação de cálculo do retardamento:

$$r = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d \quad (2.16)$$

Onde r é relativo ao retardamento, ρ_b é a densidade da matriz, n a porosidade da formação e K_d o coeficiente de distribuição.

O Coeficiente de distribuição indica a partição da massa total de um poluente por unidade de volume do meio poroso entre a massa do soluto adsorvida na superfície dos grãos e a massa do soluto que permanece na fase líquida, pode ser calculado através da seguinte equação:

$$K_d = \frac{dF}{dC} \quad (2.17)$$

Onde dF é a massa do soluto na superfície sólida por unidade de massa na superfície sólida e dC é a concentração do soluto na fase líquida.

2.3. Qualidade da água subterrânea

A água é um bem essencial à vida e a sua privação contínua causa rapidamente a morte dos organismos, tratando-se de um recurso natural imprescindível à vida dos seres e à integridade dos ecossistemas. Nas últimas décadas, para além da crescente preocupação relativa à quantidade de água presente nos recursos hídricos subterrâneos passou a existir também maior preocupação relativa à sua qualidade. Apesar do ciclo hidrológico garantir a sua renovabilidade, o rápido crescimento populacional, que faz aumentar a procura de água doce, e o seu uso indevido e excessivo, não permitem a recarga das águas subterrâneas dado que a sua procura é superior à recarga. A água de boa qualidade é essencial para a saúde e bem-estar dos seres e ecossistemas e a sua salvaguarda é uma das maiores preocupações da política ambiental europeia.

A qualidade da água, segundo o SNIRH², respeita as propriedades físicas, químicas, biológicas e organoléticas da água. Esta não pode ser analisada sem ter em consideração as atividades humanas e as medidas de gestão implementada para controlo da mesma, que nos últimos anos tem sido alvo de modificações legislativas refletindo-se na melhoria da qualidade da água (Rodrigues *et al.*, 2001). Por norma as legislações definem estratégias e limites/parâmetros controlados através de análises periódicas, no entanto estes parâmetros não são definitivos e podem ser alterados de forma a adequarem-se a realidade atual.

Segundo a *World Health Organization* (WHO, 2013) a qualidade da água, para usos domésticos, agricultura ou fins recreativos, tem um grande impacto na saúde e a falta de qualidade da mesma pode causar surtos de doenças e contribuir para doenças de fundo que se manifestam mais tardiamente. A qualidade da água para consumo humano é também um indicador essencial para a avaliação do nível de desenvolvimento dos países e bem-estar e saúde da população. Esta não pode ser avaliada sem ter em consideração as atividades humanas, principalmente pelo uso e ocupação do solo como as áreas urbanas, as atividades agrícolas e industriais, bem como outras atividades que possam originar descargas de poluentes no solo e as medidas de gestão implementadas para controlo da qualidade da água.

Os principais problemas da qualidade da água estão relacionados com as substâncias de origem microbiológica e de contaminação orgânica rejeitadas pelas atividades humanas no ambiente que consequentemente comprometem os recursos hídricos subterrâneos e superficiais. Como tal, para controlar e prevenir a degradação dos recursos hídricos associados a substâncias prejudiciais, muitos países e inclusivamente a Comunidade Europeia do Ambiente (CEE) adotaram estratégias de gestão de recursos hídricos assentes

² Disponível em: <http://snirh.pt/index.php?idMain=5&idItem=2&letra=Q>. Acedido em Janeiro de 2016.

em legislação e monitorização que estabelecem critérios e objetivos de qualidade. Nos últimos anos em Portugal a produção e alteração da legislação relativa aos recursos hídricos tem sido alvo de numerosas alterações.

As modificações de reforma administrativa e legislação relativamente à gestão dos recursos hídricos refletiram-se nos indicadores de qualidade da água. A monitorização tornou-se num dos aspetos mais importantes de controlo ambiental através da aquisição de dados ou amostras e análise das mesmas. Com o aumento da realização de análises obrigatórias para controlo da água bem como a densidade de amostras da mesma tem-se verificado uma melhoria da qualidade da água distribuída na última década.

Em Portugal as principais instituições com responsabilidades nas águas subterrâneas são a Agência Portuguesa do Ambiente que exerce as funções como Autoridade Nacional da Água e a Direção Geral de Energia e Geologia (DGEG).

A água subterrânea é um recurso natural valioso e uma componente fundamental do ciclo hidrológico e representa em Portugal um papel importante na agricultura, na indústria e no abastecimento para consumo humano. O conhecimento e estudo das águas subterrâneas permitem compreender questões relativas à exploração das mesmas tendo em conta a sua manutenção e proteção. É necessário ter em conta a qualidade e quantidade de água disponível de forma a manter o equilíbrio dos ecossistemas e o bem-estar do ser humano. Como recurso natural valioso é necessário proteger as águas subterrâneas da sua degradação e poluição química de forma a manter a sua qualidade para o desenvolvimento dos organismos e para o abastecimento para consumo humano.

Em Portugal, os principais sectores responsáveis pela pressão exercida nos recursos hídricos subterrâneos são o setor urbano e a agricultura com 70% e 80% das utilizações de águas subterrâneas. As grandes quantidades de água absorvidas pela atividade agrícola devem-se as elevadas porções de água utilizadas pela rega e à falta de monitorização e control de extrações subterrâneas particulares que podem levar a sobre-exploração do recurso. Relativamente ao setor urbano, também este exerce maior pressão sobre os recursos subterrâneos do que sobre os superficiais, isto deve-se a facto dos rios continuarem a ser utilizados como esgotos a céu aberto inviabilizando a utilização das águas superficiais.

Quando os diversos sectores de atividades não utilizam os equipamentos ou infraestruturas adequadas contribuem para a degradação ambiental dos recursos hídricos subterrâneos por isso é necessário recorrer a medidas preventivas e de conservação dos mesmos uma vez que fazem parte integrante do ciclo da água e a sua recuperação é para além de morosa, dispendiosa.

2.3.1. Enquadramento Legal

A poluição dos recursos hídricos subterrâneos por nitratos de origem agrícola em Portugal está, na maioria das vezes ligada à agricultura intensiva e ao excesso de fertilizantes utilizados. A legislação, bem como as boas práticas agrícolas, contribuem para a redução dos níveis de nitratos nas análises de qualidade das águas subterrâneas.

O aumento do teor de nitratos, relativamente aos limites fixados em diretivas anteriores (Diretiva n.º 86/280/CEE e a Diretiva n.º 88/347/CEE sobre as descargas de substâncias na água e no solo consideradas perigosas) em algumas áreas dos Estados-Membros da União Europeia resultou na criação de nova legislação, mais propriamente a Diretiva n.º 91/676/CEE do Conselho de 12 de dezembro de 1991 relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. O principal objetivo da legislação é reduzir a poluição das águas causadas por nitratos de origem agrícola e impedir a sua propagação para proteger a saúde humana, os recursos vivos, os sistemas aquáticos e salvaguardar outras utilizações legítimas da água. Esta Diretiva foi transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de setembro com o objetivo de redução da poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola bem como impedir a propagação desta poluição, o mesmo foi alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 68/99 de 11 de março.

Na sequência desta Diretiva surge o Decreto-Lei n.º 382/99 de 22 de setembro estabelece os perímetros de proteção para captações de águas subterrâneas para abastecimento público e fundamentais para a proteção dos sistemas aquíferos. Através destes perímetros foram estabelecidas zonas de proteção e zonas vulneráveis a nitratos fundamentais à qualidade da água para abastecimento público, mas também para a proteção dos sistemas aquíferos.

As zonas vulneráveis a nitratos são, no entanto, aprovadas através da emissão da Portaria 164/2010 de 16 de março. Estas são áreas para as quais são drenadas águas poluídas ou áreas suscetíveis a serem poluídas por nitratos de origem agrícola, ao todo foram identificadas 9 áreas em Portugal Continental: Esposende/Vila do Conde, Estarreja/Murtosa, Litoral Centro, Tejo, Beja, Elvas, Estremoz/Cano, Faro e Luz/Tavira.

A Diretiva-Quadro da Água 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, é o principal instrumento de Política da União Europeia relativamente à água. Esta Diretiva estabelece um quadro de ação comunitária para a proteção das águas superficiais interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas. A mesma foi transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei nº 58/2005 de 29 de dezembro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei nº 130/2012 de 22 de julho que é designada de Lei da Água. Segundo a alínea 1 do artigo 1º a Lei da Água estabelece o

enquadramento para a gestão das águas superficiais, designadamente as águas interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas de forma a evitar a degradação e proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos e terrestres e zonas húmidas dependentes dos sistemas aquáticos, promover a utilização sustentável da água, obter uma proteção reforçada e o melhoramento do meio aquático através de medidas específicas para a redução e cessão gradual por fases das descargas, assegurar a redução da poluição das águas subterrâneas, mitigar os efeitos das inundações e das secas, assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de origem superficial e subterrânea de boa qualidade, proteger as águas marinhas e assegurar o cumprimento dos objetivos dos acordos internacionais.

O Decreto-Lei n.º 243/2001 modificou a lista dos parâmetros a realizar para a qualidade da água e abordou de forma mais racionalizada o controlo dos pesticidas. Este diploma legal foi revisto através do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto.

A Diretiva n.º 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 12 de dezembro com o principal objetivo de obtenção de níveis de qualidade da água que não acarretem efeitos nem riscos significativos para a saúde humana e o ambiente e como tal é necessário evitar, prevenir ou reduzir as concentrações de poluentes nocivos nas águas subterrâneas. O mesmo foi transposto para a legislação portuguesa pelo Decreto-Lei n.º 208/2008 de 28 de outubro que estabelece o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração.

O Decreto-lei nº 306/2007, de 27 de agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, tendo por objetivo proteger a saúde humana dos efeitos nocivos resultantes da eventual contaminação dessa água, define um valor paramétrico para os nitratos de 50 mg/l.

2.3.2. Nitratos

O Azoto (N_2) é um elemento não metálico presente na natureza sob forma gasosa, sendo um dos principais constituintes da atmosfera, cerca de 80%, e um componente essencial à formação animal e vegetal e também na constituição da matéria orgânica no solo, o azoto abunda na natureza sob forma combinada nos Nitratos e no Amoníaco (Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem da Água 2013). O azoto pode ser encontrado sobre as formas de azoto molecular (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), dióxido de azoto (NO_2) e amoníaco (NH_3).

O ciclo do azoto (Figura 2.6) compreende as reações naturais e antropogénicas dos compostos azotados, constituído por transformações múltiplas dos compostos azotados e um dos mais importantes ciclos do ecossistema terrestre essencial ao desenvolvimento dos organismos.

Os mecanismos de transporte responsáveis pelo movimento do azoto nos ecossistemas incluem a precipitação, a sedimentação em sistemas aquáticos, o vento, o movimento nas águas superficiais e subterrâneas e a volatilização.

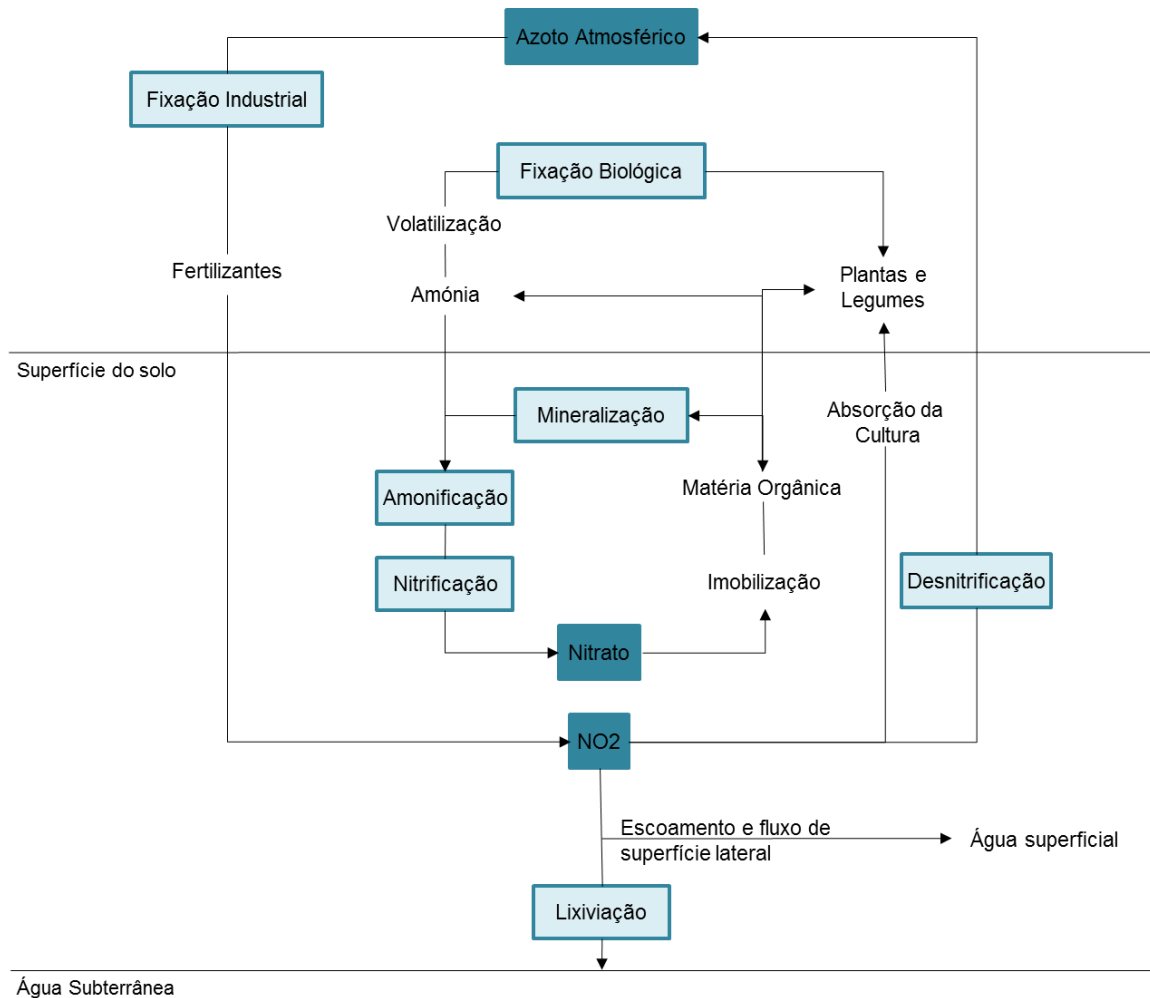


Figura 2.6 - Ciclo do Azoto (Baseado em: *Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture* (1993))

Para dar origem às formas combinadas nitrato e amoníaco, no início do século XX vários químicos dedicaram-se a procurar métodos que permitisse converter o azoto do ar em compostos químicos que fossem solúveis em água de forma a fazer o azoto chegar ao solo, pois a maioria das plantas não consegue aproveitar o azoto do ar, apenas da água. A partir do método *Haber-Bosch* em que se combina o azoto do ar com hidrogénio para conseguir

amoníaco e por sua vez nitratos, um dos fertilizantes com maior procura para a agricultura. Previamente ao método de *Haber-Bosch* a forma de converter o azoto em nitratos era submetido o ar a descargas elétricas para combinar o azoto com o oxigénio.

Os nitratos e os nitritos são iões que naturalmente fazem parte do ciclo do azoto, o ião nitrato (NO^{-3}) é a forma estável de azoto combinado para sistemas oxigenados e o ião nitrito (NO^{-2}) contém azoto num estado oxigenado relativamente instável. Os nitratos são formados à superfície de solos ricos em azoto que são decompostos biologicamente em condições aeróbicas (Vale e Haie, 2006).

No ciclo do azoto são considerados quatro mecanismos principais: a fixação, a amonificação, a nitrificação e a desnitrificação.

Para que o azoto possa ser utilizado como fertilizante é necessário à sua fixação no solo para que as plantas se consigam alimentar do mesmo. A **fixação** do azoto pode ocorrer via biológica e físico-química e/ou industrial. Segundo Lobo-Ferreira (1994) a fixação biológica consiste na conversão do azoto atmosférico para a forma orgânica (ureia) pela ação dos micro-organismos fixados no solo (bactérias do tipo *Azotobacter*, *Clostridium* e *Rhizobium*), ou seja é fixado pelas plantas e transformado em azoto orgânico no solo através da mineralização. A fixação físico-química consiste nas reações fotoquímicas entre o ozono e o azoto fotoquímico, a fixação industrial consiste nas reações fotoquímicas entre o amoníaco e o ácido nítrico.

A **mineralização** do azoto orgânico ocorre em duas etapas - a amonificação e nitrificação, estas acontecem para que as plantas consigam absorver os compostos azotados e os transformem em aminoácidos essenciais ao seu desenvolvimento.

A **amonificação**, a transformação de azoto em amoníaco, ocorre geralmente durante a decomposição de materiais ricos em azoto (adubos ou fertilizantes) e é geralmente dissolvida na água do solo.

Durante a **nitrificação** ocorre a transformação do ião amónia em nitrito e de seguida em nitrato sendo este o maior estado de oxidação do azoto e facilmente absorvido pelas raízes das plantas. A nitrificação é executada por determinadas bactérias autotróficas e necessita de grandes quantidades de oxigénio. A quantidade de nitrato produzida depende da natureza da matéria orgânica, da temperatura do solo, da humidade e da disponibilidade de carbono e de oxigénio no solo (Lobo-Ferreira, 1994).

Assim como o azoto orgânico entra no ciclo é mineralizado e imobilizado para absorção das culturas, este tem de passar por processos de desnitrificação para voltar á atmosfera. Segundo Lobo-Ferreira (1994) a desnitrificação é intercedida por microrganismos heterotróficos em ambientes anóxicos ou anaeróbios e com grandes quantidades de carbono

disponíveis, o nitrato é reduzido a nitrito a óxido nítrico e finalmente em azoto sendo depois devolvido à atmosfera. Os processos de mineralização, nitrificação, imobilização e desnitrificação são processos interativos através do qual uma molécula de azoto pode-se mover e transformar várias vezes.

A presença do azoto nas águas subterrâneas pode surgir devido a causas antropogénicas como a utilização de fertilizantes mas também devido a causas naturais como é o caso do azoto sobre a forma de amónio na água da chuva e a fixação de azoto atmosférica por bactérias, bem como pela atividade vulcânica, incêndios e descargas elétricas da atmosférica (Guerrero, 2003). As causas antropogénicas aumentaram drasticamente após a revolução industrial com a produção de amoníaco como fertilizante para aumentar a produção alimentar prevista.

O azoto como nutriente vital para o crescimento das plantas é utilizado como base de fertilizantes para aumentar a produção das culturas em muitas regiões mundiais (Almasri e Kaluarachchi, 2007) é, no entanto um elemento que afeta a qualidade da água quando se encontra sob forma de nitrato. Os nitratos são um dos compostos do azoto com maior importância, são essenciais à formação da biomassa das plantas e dos animais, destes apenas uma parte é consumida pelas plantas e a outra circula nos solos por lixiviação chegando aos aquíferos.

Os Nitratos quando utilizados em excesso retiram nutrientes do solo e infiltra-se nas águas subterrâneas e superficiais contaminando-as devido à sua capacidade de solubilidade e o seu estado oxidativo máximo. Estas situações mesmo que pontuais resultam na acumulação deste poluente que afeta os ecossistemas e é prejudicial à saúde humana, no entanto acontece de forma mais habitual nas regiões em que se pratica agricultura intensiva e em locais contaminados com águas residuais domésticas ou onde são praticadas atividades de produção animal. As concentrações de nitratos aumentam em função da quantidade de fertilizantes azotados aplicados no solo e dos efluentes e resíduos descarregados.

Segundo Paralta e Ribeiro (2003) a presença de nitratos nos ecossistemas aquáticos e nas reservas de água para abastecimento público constituem problemas ecológicos e de saúde pública e são por isso uma preocupação para as autoridades sanitárias.

2.3.3. Influência dos nitratos nas águas subterrâneas

Consideram-se águas poluídas por nitratos³, águas doces superficiais utilizadas ou destinadas à produção de água para consumo humano que contenham ou apresentem riscos de conter uma concentração de nitratos superior a 25 mg/l; águas subterrâneas que contenham ou apresentem riscos de vir a conter uma concentração de nitratos superior a 50 mg/l; e lagoas e/ou outras massas de águas doces, estuários e águas costeiras e marinhas que estejam poluídas com nitratos devido à eutrofização ou que corram perigo de virem a estar poluídas.

Os nitratos (NO₃) são um dos compostos do azoto com maior importância uma vez que são essenciais à formação da biomassa das plantas e dos animais, no entanto são um dos contaminantes principais nas águas superficiais e subterrâneas. As atividades agrícolas, pela utilização de fertilizantes e pesticidas que contêm principalmente azoto (N), são consideradas a principal fonte antropogénica da contaminação de aquíferos por nitratos. As concentrações de nitratos aumentam em função da quantidade de fertilizantes azotados aplicados no solo e dos efluentes e resíduos descarregados, uma vez que têm uma grande capacidade de solubilidade e por constituírem as formas azotadas nos quais o estado oxidativo é máximo, podem acumular-se às águas subterrâneas sendo que nas regiões em que se pratica agricultura intensiva podem ocorrer níveis elevados de concentrações de nitratos, o mesmo pode ocorrer em locais contaminados com águas residuais domésticas ou onde são praticadas atividades de produção animal.

Qualquer resíduo libertado no solo pode atingir as águas subterrâneas que são exploradas pelas populações para abastecimento, consumo agrícola e industrial reduzindo a sua utilidade e qualidade (Vale e Haie, 2006). Estas apesar de se encontrarem, de certa forma protegidas contra a contaminação uma vez poluídas podem alterar o equilíbrio dos ecossistemas, gerar processos praticamente irreversíveis sendo a sua posterior descontaminação um processo muito difícil e dispendioso (Ribeiro, 2009), provocar doenças a curto ou longo espaço de tempo bem como prejuízos económicos ou sociais. Em determinadas regiões as águas subterrâneas podem ser a única fonte de água potável disponível, sendo a fonte segura e menos dispendiosa que permite assegurar o abastecimento de pequenas urbanizações e indústrias, explorações agropecuárias, regadio e pequenas explorações agrícolas.

³ De acordo com o Anexo I do Decreto-lei n.º 235/97, de 3 de Setembro na redação dada pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março.

A poluição das águas subterrâneas, originada de forma direta ou indireta é provocada por produtos poluentes, ou seja, produtos que em determinado meio detêm concentrações superiores aos critérios adotados. Como fontes diretas são considerados os grandes centros urbanos, as áreas habitacionais, as áreas rurais onde se pratica agricultura e pecuária, indústrias, estações de tratamento de águas residuais (ETAR), incêndios florestais, extração mineira, lixeiras, entre outros. Por poluição indireta das águas é considerado o transporte intermitente, de origem não pontual de poluentes para cursos de água superficiais ou águas subterrâneas, nestes casos não é possível determinar com exatidão a origem do poluente.

Os nitratos são poluentes, cuja ocorrência e aumento de concentração, é comum na maioria dos países, tendo origem na agricultura com a utilização de adubos e com os produtos de rejeição de criações de animais (Cruz, 2012).

Em Portugal as principais causas de poluição por nitratos nas águas subterrâneas têm origem na intensificação da agricultura de regadio e atividade pecuária (OECD, 2008). A intensificação da agricultura e o aumento da produtividade agrícola foi acompanhada pelo aumento significativo do uso de fertilizantes azotados durante os últimos 50 anos. Durante este período ocorre também a redução de pastagens permanentes que favorecem o escoamento superficial, a erosão do solo e a lixiviação do azoto para as águas subterrâneas.

Os aquíferos são alimentados pela chuva que caí e conseqüentemente se infiltra nos solos, por transferência de aquíferos vizinhos, linhas de água e excedentes de águas de rega. A vulnerabilidade à contaminação dos sistemas aquíferos depende da permeabilidade e porosidade das formações geológicas, as rochas carbonatadas e as formações não consolidadas com ligação hidráulica às águas superficiais são particularmente mais sensíveis.

Depois dos poluentes atingirem os aquíferos a área contaminada tende a ser alargada e a fonte de água fica inutilizada. Segundo Ribeiro (2009) entre as diversas ameaças de poluição o uso intensivo de fertilizantes e pesticidas em atividades agrícolas e não agrícolas, a deposição de resíduos industriais sólidos e líquidos ou de produtos que podem ser dissolvidos e arrastados por águas de infiltração, a agropecuária, a incorreta construção de fossas sépticas e a sobre-exploração dos aquíferos resultam na degradação dos ecossistemas.

Os principais constituintes dos fertilizantes são o azoto (N), o fósforo (P) e o potássio (K), os dois últimos não constituem grande perigo na poluição difusa pois apresentam pouca mobilidade nos solos, por outro lado a contaminação por nitratos é um dos principais casos de poluição difusa em águas subterrâneas muito observada em regiões onde se praticam atividades agrícolas (Paralta *et al.*, 2002).

As atividades agrícolas têm sido consideradas, pelo uso destes fertilizantes, como a fonte antropogênica contaminante de maior significado nas águas subterrâneas (Almasri e Kaluarachchi, 2007). A inércia do sistema hidrológico, devido à lenta recarga de aquíferos faz com que o impacto da atividade agrícola seja mais evidente na qualidade da água (Ledoux *et al.*, 2007).

A presença dos nitratos nas águas subterrâneas está relacionada com o arrastamento de águas de escoamento superficial ou com a infiltração de águas em áreas onde são praticadas atividades agrícolas, onde foram utilizados intensivamente fertilizantes azotados e que não são absorvidos pelas plantas acabando por ser transportados para a zona saturada e contaminando os aquíferos. As práticas de regadio também provocam o aumento generalizado de nitratos devido à alternância de ciclos de evapotranspiração (Ribeiro, 2009). Segundo Paralta *et al.* (2002) nas águas subterrâneas os nitratos apresentam elevada mobilidade devido à sua solubilidade, adsorção quase nula e retardamento baixo ou nulo que faz com que o poluente consiga migrar facilmente para longas distâncias a partir do momento em que entra no aquífero.

As características mais comuns que conduzem à poluição dos aquíferos por nitratos são os vales de concentração de escoamento, os lençóis freáticos elevados, a falta ou deficiente rede de drenagem, a rápida mineralização do azoto na primavera e no verão, a produção animal entre outros.

Os mecanismos que controlam a incorporação do ião na água subterrânea estão relacionados com as características das diferentes zonas que compõe o perfil do terreno, ou seja, zona não saturada e zona saturada. De acordo com Lobo-Ferreira (1994) na zona radicular onde se encontram as raízes das plantas o excesso de nitratos é arrastado para a zona não saturada através de um fluxo descendente lento, e aí as transferências entre as águas e os contaminantes são laterais e oblíquas.

Segundo Fiuza (2006) os contaminantes no subsolo seguem os mecanismos de transporte do fluxo da água por mecanismos de advecção, dispersão hidrodinâmica e difusão molecular, o destino do contaminante é também afetado por processos de retardação e atenuação. Em ambientes geológicos fraturados o movimento da água é condicionado pelas fraturas e a capacidade dos diversos materiais em absorver a água esta diretamente relacionada com a porosidade e permeabilidade dos meios geológicos tal como foi referido anteriormente.

As transferências entre a zona saturada e não saturada ocorrem quando os níveis piezométricos – nível a que a água de um aquífero se encontra a pressão atmosférica, baixam durante a estação seca e recuperam na estação húmida provocando nessa altura a misturas

das águas que se encontram na zona saturada e não saturada, podendo provocar o aumento das concentrações de nitratos nas águas subterrâneas. Quando a água subterrânea é bombada excessivamente e a captação de água subterrânea esta localizada em terrenos onde é praticada a agricultura intensiva, podem ocorrer algumas situações em que os nitratos consigam penetrar os níveis mais profundos do aquífero, poluindo-o (Lobo-Ferreira, 1994).

As áreas de maior risco de contaminação por nitratos são aquelas em que os solos são de textura ligeira principalmente se forem solos arenosos, solos de grande permeabilidade com baixo poder de retenção de água, onde existem lençóis freáticos relativamente superficiais, solos delgados com uma espessura inferior a 15-20 cm e solos com culturas intensivas onde exista aplicação de fertilizantes azotados. As áreas de baixo risco de contaminação por nitratos são aquelas em que os solos possuem textura fina, solos argilosos, solos com permeabilidade reduzida e elevada capacidade de retenção de água, solos com espessura efetiva superior a 60-70 cm e com lençóis freáticos abaixo dos 20 m de profundidade (MADRP,1997).

Os fertilizantes azotados devem ser utilizados de forma consciente, uma vez que as plantas só consomem a quantidade de fertilizantes necessária ao seu crescimento e todo o excedente irá sofrer de lixiviação e poderá atingir os recursos subterrâneos sob a forma de nitratos (Almasri e Kaluarachchi, 2007). Segundo a Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR) é importante realizar uma gestão eficiente dos fertilizantes azotados na agricultura tanto por benefício económico do agricultor, uma vez que se trata de um fator de produção dispendioso, como a nível ambiental para evitar a eutrofização dos recursos hídricos e rápido crescimento das plantas aquáticas que resultam ocasionalmente no desequilíbrio dos organismos na água.

As águas subterrâneas poluídas são muito difíceis de tratar, devido ao seu lento movimento, ao seu grande volume e também devido ao tempo e dinheiro dispensado para a purificação do aquífero ficar completa. A sua poluição é “silenciosa” por isso as entidades que fornecem água à população tem de testar regularmente a sua qualidade de forma a garantir a segurança e a saúde pública. As redes de monitorização de qualidade das águas subterrâneas são ferramentas para o conhecimento da evolução dos parâmetros da água, desta forma as mesmas controlam situações pontuais de potenciais focos de poluição como é o caso dos perímetros de rega. Estas redes são constituídas por um conjunto de pontos de amostragem nos quais se efetuam periodicamente o controlo das tendências evolutivas de qualidade da água. Os parâmetros utilizados e a periodicidade da recolha das amostras estão relacionados com os objetivos das redes e da natureza do sistema aquífero. Como se tratam de situações dinâmicas a sua periodicidade pode variar tendo em conta as alterações no território.

Uma vez que grande parte da água consumida no país provem dos recursos hídricos subterrâneos é necessário respeitar as políticas de ordenamento do território e as leis criadas para a proteção da qualidade deste recurso, de forma a evitar a sua degradação. A contaminação das águas subterrâneas é persistente e a sua recuperação é lenta e difícil, para além de dispendiosa.

2.3.4. Influência dos nitratos na saúde pública

A qualidade da água seja para consumo, produção de alimentos, uso doméstico ou recreativo tem impacto na saúde, A fraca qualidade da água pode causar doenças e contribuir para doenças que se manifestam em diferentes grandes escalas temporais. Milhões de pessoas são expostas a perigosos níveis de contaminantes biológicos e poluentes químicos nas águas ingeridas devido à inadequada gestão urbana, industrial e agrícola (WHO, 2013).

Um dos principais problemas da presença do nitrato nas águas subterrâneas está relacionado com o seu consumo, pois o ião nitrato quando consumido é reduzido a nitrito pelo metabolismo humano, oxidando a hemoglobina a metahemoglobinemia que impede o transporte normal do sangue (Agostinho e Pimentel, 2005).

O ião nitrato *per se* quando consumido não é tóxico, no entanto de acordo com a *World Health Organization*, 25% da totalidade de nitrato ingerido pelo Homem é convertido na boca, devido às bactérias presentes na saliva, pelo ião nitrito - que se trata de um derivado do ião nitrato causador dos problemas na saúde (Gorchev e Ozolins, 2011). Nos casos em que os indivíduos têm doenças do foro gastrointestinal a conversão do ião nitrato a nitrito ocorre também no estômago, aumentando o risco de problemas na saúde.

As principais fontes de ingestão de nitratos no organismo humano ocorrem, segundo Lobo-Ferreira (1994) através do consumo de carne curada (os nitratos são utilizados para a sua conservação), água contaminada e vegetais, no entanto, os mesmos são naturalmente expelidos na sua maioria pelas fezes e também pela urina. A elevada concentração de nitratos nas águas consumidas podem causar problemas de saúde como cancro no estomago em adultos e metahemoglobinemia nas crianças.

A presença dos resíduos de nitrito no corpo humano devido à ingestão de grandes quantidades de nitrato pode causar a oxidação da hemoglobina (Hb) em metahemoglobinemia (metHb). Os níveis de metahemoglobinemia no organismo humano são de 1% e 2% para adultos e crianças respetivamente, sendo que se o valor for superior a 3% é considerada a doença metahemoglobinemia sendo esta uma condição rara que é incapaz de ligar-se e transportar oxigénio. A metahemoglobinemia infantil é conhecida como a doença dos bebés

azuis que resulta da redução do nitrato a nitrito no estômago dos lactentes nos quais o líquido gástrico é menos ácido que o dos adultos. Em crianças a causa mais comum é o consumo de nitratos através da água utilizada nos biberões, uma vez que a água quando fervida aumenta a concentração dos mesmos devido à evaporação de uma percentagem de água.

Dentro dos casos existentes os doentes consomem água sem qualquer tratamento sendo maioritariamente extraída de poços privados. Esta doença pode levar à asfixia e conduzir à morte, sobretudo em bebés lactentes com menos de 3 meses. Existem também vários estudos epidemiológicos que tentam ligar o consumo de nitratos e o risco de contrair cancro do estômago, no entanto a falta de dados relativos à ingestão dos mesmos e a existência de outras possíveis causas não permitem comprovar esta teoria.

2.3.5. Medidas preventivas e remoção de Nitratos das Águas Subterrâneas

A agricultura tem um papel fundamental na produção de alimentos que conduzem à vida e bem-estar da população mundial. Com o crescimento demográfico o recurso à produção intensiva de alimentos vegetais e animais fez com que o uso de adubos químicos e pesticidas crescesse. A adubação das terras quer química ou com recurso a matéria orgânica, tem como objetivo manter ou aumentar as qualidades dos nutrientes do solo de forma a manter a fertilidade do solo. O azoto, embora seja um nutriente fundamental para o desenvolvimento das culturas as concentrações elevadas do mesmo são prejudiciais à saúde humana e dos ecossistemas (Comissão Europeia, 2010)⁴.

As atividades agrícolas apesar de contribuírem para o desenvolvimento económico, quando não são aplicadas medidas adequadas contribuem para a degradação ambiental (Lopes *et al.*, 1998). A poluição das águas subterrâneas por nitratos pode ser prevenida através da redução da libertação de nitratos para o ambiente, do controlo das suas fontes e pelo tratamento da água contaminada (Madeira, 2010). Um dos principais problemas da presença do nitrato nas águas subterrâneas está relacionado com o seu consumo, pois o ião nitrato quando consumido é reduzido a nitrito pelo metabolismo humano, oxidando a hemoglobina a metahemoglobinemia que impede o transporte normal do sangue (Agostinho e Pimentel, 2005).

O aumento de produção agrícola e o uso excessivo de fertilizantes azotados fez com que nos últimos anos foram implementadas em alguns países da União Europeia e nos Estados

⁴ Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/pt.pdf>. Acedido em: Janeiro de 2016

Unidos da América legislações e recomendações de fertilização com base no azoto determinado na análise da terra e segundo o seu comportamento no solo.

Através da Diretiva Nitratos, Diretiva 91/676/CEE do Conselho de 12 de dezembro de 1991 foram criadas redes de monitorização, programas de ação e em Portugal foi elaborado um Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997) para aplicar de forma voluntaria pelos agricultores de forma a reduzir tanto quanto possível o risco de poluição difusa criada pelos nitratos.

O Código de boas práticas agrícolas (CBPA) foi desenvolvido em 1997 pelo Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas para a proteção da água contra a poluição de nitratos de origem agrícola (MADRP, 1997). Este código estabelece um conjunto de orientações e diretrizes para a base de gestão do azoto em áreas agrícolas para que a água seja protegida e para garantir os rendimentos do agricultor.

O CBPA (MADRP, 1997) refere que o solo é o principal meio para as culturas crescerem e desenvolverem pois aí conseguem os nutrientes (azoto, fosforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, cobre, zinco, níquel, boro, molibdénio e cloro) e água necessários. Os solos podem degradar-se se forem utilizadas técnicas incorretas na agricultura, como o excesso de fertilizantes, no entanto se eles forem utilizados de forma mais correta um solo com fertilidade baixa pode tornar-se produtivo apos a correção de fatores limitativos como a carência ou o excesso de minerais. Desta forma existe necessidade de praticar uma fertilização racional e sustentável como medidas preventivas que passam por aplicar o fertilizante de acordo com o desenvolvimento da planta, adubação preferencial durante a primavera e o verão e minimização da adubação durante os meses frios e húmidos, praticar a rotação de culturas e a preferência de rega gota-a-gota em culturas hortícolas (Lobo-Ferreira, 1994).

A fertilização racional não só consegue dar aos solos uma melhor eficácia, mas dá também aos agricultores um maior aproveitamento económico para além da proteção dos recursos hídricos. O azoto é um nutriente nobre das plantas mas também dos animais mas o seu comportamento bioquímico faz com que a sua introdução no solo seja difícil de realizar com exatidão e segurança pois, é praticamente impossível saber a quantidade exata que o solo fornece sendo por isso difícil também de calcular a quantidade necessária a introduzir, caso a introdução de nitratos seja superior à que é necessária para o crescimento das plantas estes são facilmente arrastados para as águas contribuindo para a sua poluição.

Dos vários tipos de fertilizantes azotados existem adubos que contêm apenas azoto sob forma nítrica, adubos que contêm azoto apenas sob forma amoniacal, adubos com azoto nítrico e amoniacal, adubos com azoto ureico, adubos com azoto sob forma orgânica, adubos

com azoto orgânico e azoto mineral, adubos de disponibilidade controlada e corretivos orgânicos.

A escolha do fertilizante adequado a introduzir nos solos deve ter em consideração fatores como o tipo de solo e cultura, as características climáticas da região e a sua técnica de aplicação. Os fertilizantes mais comuns utilizam o azoto sob forma nítrica ou amoniacal, mas também sob forma orgânica. Estes dois últimos tipos de fertilizantes azotados podem, em condições normais de temperatura e humidade passar à forma nítrica através de operações por microrganismos.

Segundo o Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997) os riscos de contaminação por nitratos em águas superficiais e subterrâneas estão principalmente presentes em locais onde é praticado o regadio pois, existe água de rega que pode arrastar os nitratos para as camadas mais profundas do solo e porque há tendência para aplicar quantidades excessivas de fertilizantes, e ainda porque a rega cria boas condições de humidade no solo com temperaturas favoráveis aos fenómenos de mineralização originando a produção de nitratos. Para que os riscos de contaminação nestas áreas sejam inferiores é necessário, segundo Agostinho e Pimentel (2005), determinar a altura em que é praticada a rega bem como o volume de água a utilizar que dependem respetivamente do teor de água do solo e da capacidade de armazenamento de água no solo.

Por muito que se consiga prevenir e controlar a contaminação das águas subterrâneas devem-se ter em conta os casos de poluição difusa e as fontes de poluentes não pontuais de forma a evitar a deterioração das águas subterrâneas pelos nitratos. As medidas preventivas passam pelo controle da qualidade das águas através das redes de monitorização, pela adoção de técnicas agrícolas menos prejudiciais, mas também pela produção de mapas de vulnerabilidade e definição das zonas vulneráveis à poluição das águas pelo ião nitrato.

As redes de monitorização de águas subterrâneas são constituídas por um conjunto de pontos de amostragem para controlo da qualidade da água. Estas desenvolvem-se em regiões com potenciais focos poluidores de aquíferos, (por exemplo junto a perímetros de rega, zonas industriais e agrícolas, aterros sanitários, entre outras) e funcionam como redes de alerta, pois através da observação da tendência dos parâmetros é possível detetar os focos poluentes e minimizar os seus efeitos (Lopes *et al.*, 1998).

A utilização eficiente de adubos associada a outras práticas agrícolas faz com que a produtividade dos solos aumente assim como a rentabilidade económica permitindo assim a modernização e competitividade do setor agrícola. É necessário, no entanto, ter em conta que a utilização de adubos deve ser moderada, mantendo-se uma agricultura sustentável e o equilíbrio do meio ambiente.

Como foi referido anteriormente as atividades agrícolas são consideradas a principal fonte antropogénica da contaminação de aquíferos pelo ião nitrato, uma vez que grande parte dos fertilizantes agrícolas têm bases azotadas e que as suas consequências podem ser prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública. A redução de nitratos no solo para além de diminuir a poluição dos aquíferos contribui para um melhor aproveitamento do azoto pelas culturas e rentabiliza as suas produções.

Sintetizando, para proteção do meio ambiente, mais propriamente das águas subterrâneas, e para maior produtividade e rentabilidade económica das culturas é necessário ter em consideração a fertilização racional bem como os tipos e quantidades de fertilizantes e também as épocas e técnicas de fertilizantes utilizados.

A localização de uma exploração agrícola numa zona vulnerável a nitratos obriga o explorador a cumprir o CPBA e o preenchimento de fichas de fertilização com base em planos de fertilização por cultura e por parcela ou parcelas homogéneas efetuados com base em análises de terra, água de rega e foliares (culturas arbóreas e arbustivas). Este tipo de registos têm como objetivos disciplinar e regular a fertilização azotada pelo agricultor e permite o controlo por parte das autoridades existentes.

Para além das medidas referidas anteriormente, é necessário manter uma boa gestão de rega das culturas adequada as suas necessidades e que minimize as perdas por evaporação, escoamento superficial ou infiltração profunda. A necessidade do cuidado com a rega está relacionada com a característica dos nitratos em não permanecer retidos no solo e apenas se movimentarem com a circulação da água.

No que toca às medidas corretivas e de remoção de nitratos nas águas subterrâneas segundo Lobo-Ferreira (1994) estão relacionadas com as condições de exploração dos aquíferos e com as tecnologias para diminuir os nitratos nas águas captadas. Em aquíferos confinados, pode ser realizada uma desnitrificação biológica natural (redução do nitrato gasoso a partir da ação de microrganismos e uma fonte de carbono) se existir disponibilidade orgânica ou podem ser aplicadas técnicas físico-químicas (osmose inversa ou permuta iónica) ou biológicas (bactérias que convertem nitrato a nitrito e depois a azoto) na água captada. Ao longo do tempo foram desenvolvidas técnicas de remediação de nitratos dos aquíferos, sejam elas *ex-situ* ou *in-situ* (Quadro 2.1).

Quadro 2.1 - Técnicas de remediação (*ex-situ* e *in-situ*) de aquíferos (Fonte: Della Rocca *et al.*, 2006; Díaz *et al.*, 2000; Fenton *et al.*, 2008; Heredia *et al.*, 2005; Iwamoto e Nasu, 2001; Prakasa Rao e Puttana, 2006).

Ex-Situ	In-Situ
Tratamentos Físico/Químicos Bombagem e tratamento - Troca – iónica - Osmose Inversa - Eletrodialise Remoção por bombagem	Tratamentos Físico/Químicos - Recarga artificial - Redução química - Adsorção Física - Injeção de ar (<i>air sparging</i>) Tratamentos Biológicos - Biorremediação - Bioatenuação - Bioestimulação - Bioaumento Barreiras Reativas - Bioremediação - Troca – iónica - Osmose inversa

As técnicas *ex-situ* são realizadas fora do local contaminado e envolvem a remoção do poluente através de bombagem e transporte para centros de tratamento, por sua vez as técnicas *in-situ* realizam o tratamento no local contaminado sem recorrer à mobilização e remoção das águas.

A bombagem e tratamento das águas subterrâneas é o método mais comum de remediação de aquíferos, esta consiste na bombagem das águas contaminadas para unidades de tratamento e remoção dos poluentes, por vezes a água tratada é injetada nos aquíferos através de sistemas de bombagem e injeção. No entanto com a utilização das diferentes técnicas de remoção e tratamento tem-se verificado que as mais promissoras consistem no tratamento *in-situ* dos contaminantes como é o caso da biorremediação. Esta técnica consiste na utilização de microrganismos para a degradação das substâncias nocivas e transformando-as consequentemente em substâncias com pouca ou nenhuma toxicidade. A principal vantagem com a utilização de técnicas de biorremediação é que a capacidade de degradação pode ser aplicada em locais contaminados com várias substâncias poluentes.

Capítulo 3. Modelos de vulnerabilidade à poluição em águas subterrâneas

A contaminação de aquíferos pode alterar o equilíbrio dos ecossistemas, provocar doenças, a longo ou curto prazo, prejuízos económicos e problemas sociais. A sua descontaminação é morosa e dispendiosa pelo que a proteção dos aquíferos à poluição é uma preocupação constante e há por isso necessidade da criação de normas legislativas, mas também a utilização de métodos e técnicas adequadas à avaliação de vulnerabilidade dos aquíferos e a poluição das águas subterrâneas.

O conceito de vulnerabilidade começou a ser usado de forma intuitiva na década de 1970, mas foi mais tarde, nos anos 1980, que a sua aplicação se tornou mais assertiva (Foster *et al.*, 2006). De acordo com Brolo *et al.* (2000), esta crescente preocupação com os recursos hídricos subterrâneos, decorre do crescimento populacional e económico, desregrados.

A vulnerabilidade e o risco de contaminação são dois conceitos que, por frequentemente confundidos, importa distinguir. O risco depende da vulnerabilidade hidrogeológica e da existência de cargas poluentes à superfície. Deste modo, podem verificar-se situações de elevada vulnerabilidade, mas risco diminuto devido à inexistência de uma carga poluente, e vice-versa (Foster, 1987).

Segundo Lobo-Ferreira e Cabral (1991) a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas pode ser definida como “a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero”. Ribeiro (2005) concorda e especifica que a fonte de poluição pode ser tónica ou difusa e que a vulnerabilidade pode ser de dois tipos:

1. **Vulnerabilidade intrínseca** que unicamente considera as características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas do meio, sendo assim independente do tipo de poluente produzido pelas atividades antropogénicas;
2. **Vulnerabilidade específica** que também tem em conta as propriedades do poluente e as respetivas relações com as componentes de vulnerabilidade intrínseca.

A vulnerabilidade é uma variável escalar obtida através da integração de diversos fatores hidrogeológicos num modelo matemático. Esses fatores podem ser a profundidade a que se encontra o aquífero ou as características físicas da zona vadosa, e.g. relativamente à lixiviação e percolação dos poluentes. Existem também fatores biofísicos, como a topografia, que “influenciam a drenagem e a infiltração da água superficial condicionando também as direções do fluxo subterrâneo” (Pacheco *et al.*, 2004). É viável estimar a vulnerabilidade de aquíferos apenas com a integração dos fatores hidrogeológicos e desse modo delimitar e hierarquizar os locais com diferentes níveis de potencial de contaminação, i.e. vulnerabilidade intrínseca.

Vulnerabilidade e risco de contaminação, são conceitos distintos e com diferentes âmbitos de aplicação. A vulnerabilidade é ligada ao planeamento regional, e.g. na definição de plantas de condicionantes, e o risco tem mais dependência do licenciamento de projetos, e.g. pareceres sobre atividades passíveis de provocar impactes ambientais no solo e nos aquíferos.

A vantagem em termos de vulnerabilidade, da água subterrânea sobre a água superficial, decorrente da sua maior capacidade depuradora termina a partir do momento em que os poluentes aparecem dissolvidos nos aquíferos. Nestes casos, os impactes são potenciados pela baixa resiliência dos aquíferos (Alençõ e Reis, 2007). Quando a “água subterrânea se torna visivelmente poluída, traduz-se normalmente no compromisso de grandes volumes do aquífero, e nesta situação as medidas de limpeza apresentam quase sempre um elevado custo económico e muitas dificuldades técnicas” (Foster *et al.*, 2006).

Contudo, sendo possível controlar/alterar a quantidade de poluente, nada se pode fazer quanto à vulnerabilidade das águas subterrâneas. Esta depende somente das condições hidrogeológicas do meio onde se encontra o aquífero. Para avaliar a vulnerabilidade aplicam-se modelos e produzem-se mapas, que permitem estimar qual o grau de suscetibilidade à contaminação. Para além do referido, o risco pode ainda ser influenciado pela mobilidade, a persistência e a dispersão dos poluentes dentro do aquífero (Foster *et al.*, 2006).

Depois de analisados, os mapas informam as estruturas de planeamento e ordenamento, tanto no sentido de um uso sustentável da água subterrânea, como na estipulação de locais com aptidão (ou não) para implementação de diferentes atividades, em função do impacto que estas podem ter sobre os aquíferos (Xavier *et al.*, 2004).

Os mapas de vulnerabilidade constituem uma técnica para quantificar a sensibilidade dos recursos no seu ambiente e como uma ferramenta de visualização para tomada de decisões. Estes são produzidos a partir de conjuntos de critérios ligados aos parâmetros físicos que representam a área de estudo, os critérios são alterados conforme o modelo a ser utilizado. Segundo Burrough e McDonnell (1998) os mapas de vulnerabilidade podem ser calculados em ambiente SIG uma vez que permite a recolha de dados espaciais e ao mesmo tempo permite a realização de processamento de dados como a georreferenciação, integração, agregação e análise espacial.

Os modelos podem ser divididos em três grupos distintos: modelos de classificação subjetiva e modelos estatísticos e baseados em processos. O primeiro grupo produz mapas de vulnerabilidade intrínseca (usualmente divididos em classes de alta, média e baixa vulnerabilidade) e incluem os modelos indexados e os modelos híbridos, desenvolvidos principalmente para a tomada de decisões na proteção e gestão de águas subterrâneas. O

segundo grupo de modelos produz produtos finais tais como a delimitação de áreas com probabilidade de exceder a concentração máxima considerada de poluentes e são mais utilizados por cientistas sendo mais difíceis de interpretar em questões de gestão.

Para a avaliação da vulnerabilidade de contaminação de aquíferos têm sido desenvolvidas diversas abordagens que podem ser agrupadas em três categorias: modelos indexados, modelos estatísticos e modelos baseados em processos. Os modelos indexados e estatísticos são utilizados para a avaliação da vulnerabilidade intrínseca enquanto os modelos baseados em processos são utilizados para avaliar a vulnerabilidade específica.

3.1. Modelos indexados

Podem-se encontrar diferentes modelos e metodologias para avaliação à contaminação do solo e das águas subterrâneas. Apresentando diferentes graus de complexidade, estes pretendem responder de forma eficiente a esta problemática, com o intuito partilhado de proverem informação de suporte ao planeamento dos diferentes sistemas hidrogeológicos. Os modelos de vulnerabilidade à poluição de aquíferos são um instrumento importante na tomada de decisão em ordenamento do território, pois permitem aos diversos intervenientes terem a uma perceção da vulnerabilidade do território sob a sua esfera de ação.

O estudo de vulnerabilidade à contaminação do solo e das águas subterrâneas envolve a análise de fatores como a litologia, os tipos de solo, a topografia, a profundidade do lençol freático uso e a ocupação do solo. Dependendo do modelo utilizado pode-se a um maior ou menor número de fatores (Pereira, 2006).

Os **modelos indexados** combinam fatores de controlo do movimento de poluentes desde a superfície até ao subsolo resultando em diferentes índices de vulnerabilidade ao longo da área de estudo. As principais vantagens deste tipo de modelos assentam na obtenção de algumas variáveis como a profundidade da zona saturada ou a recarga de aquíferos para grandes áreas, tornando-os apropriados para a avaliação da vulnerabilidade à escala regional (Thapinta e Hudak, 2003). As desvantagens deste tipo de modelos assentam por sua vez na subjetividade na atribuição de índices numéricos aos diferentes atributos, bem como na escassez de dados e dificuldades computacionais.

Muitos dos modelos indexados para a vulnerabilidade de aquíferos como o DRASTIC (Aller et al., 1987), GOD (Foster, 1987), AVI (Van Stempvoort *et al.*, 1993) e SINTACS (Civita, 1994) são eficientes na distinção de classes de vulnerabilidade em escalas regionais onde existe diversidade litológica e têm sido aplicados principalmente na proteção de aquíferos porosos.

Uma vez que os modelos referidos não têm em conta as características peculiares das formações cársicas, foram desenvolvidos outros métodos como o EPIK (Doerfliger e Zwahlen, 1998; Doerfliger *et al.*, 1999), PI (Goldscheider *et al.*, 2000) e COP (Vias *et al.*, 2006) para a avaliação da vulnerabilidade em aquíferos cársicos.

Dentro dos modelos indexados o mais comum é o DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) tendo sido utilizado para a produção de mapas de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos em diversos países como os Estados Unidos da América (Dumford *et al.*, 1990), Israel (Melloul e Collin, 1998), Nicaragua (Johansson *et al.*, 1999), África do Sul (Lynch *et al.*, 1997), Coreia do Sul (Kim e Hamm, 1999) e em Portugal (Lobo-Ferreira e Oliveira, 1997). Os modelos indexados são comuns de ser utilizados devido aos baixos custos e fácil interpretação.

3.1.1. Modelo DRASTIC

O modelo DRASTIC foi desenvolvido por Aller *et al.* (1987) para o consórcio entre a *National Water Well Association* e a EPA, e tem sido exaustivamente utilizado pela EPA, para identificar as áreas a proteger e assim garantir a integridade dos aquíferos em termos de poluição (Pereira, 2006). A sua aplicação na Europa também tem sido vasta.

Este foi o modelo selecionado pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) para proceder à elaboração da cartografia de vulnerabilidade para Portugal, à escala 1:500 000 (Lobo Ferreira e Oliveira, 1993). Contudo, não deve ser percebido como um modelo preditivo da contaminação da água subterrânea, pois apenas pretende sistematizar a vulnerabilidade potencial dos aquíferos à contaminação através da soma ponderada de fatores relevantes para transporte dos poluentes desde a superfície até às massas de água subterrânea.

A aplicação principal deste modelo prende-se com a estimação da vulnerabilidade intrínseca da água subterrânea, utilizando para o efeito sete fatores:

1. **Depth** (Profundidade do topo do aquífero);
2. **Recharge** (Recarga do aquífero);
3. **Aquifer** (Tipo de aquífero);
4. **Soil** (Tipo de solo);
5. **Topography** (Topografia);
6. **Impact** (Impacto da zona não saturada, *i.e.* zona vadosa);
7. **Conductivity** (Condutividade hidráulica).

O índice DRASTIC é calculado de acordo com a seguinte equação:

$$DRASTIC = Dw \times Di + Rw \times Ri + Aw \times Ai + Sw \times Si + Tw \times Ti + lw \times li + Cw \times Ci \quad (3.1)$$

Onde o *i* corresponde ao índice do parâmetro e o *w* corresponde ao peso do mesmo. Ou seja, para cada um dos parâmetros é calculado um índice parcelar que é multiplicado pelo seu peso e o índice final é o resultado da soma dos sete parâmetros multiplicados. Desta forma o método apoia-se num conjunto de procedimentos que integram parâmetros característicos do meio subterrâneo e cada um deles é dividido em classes fornecidas pelo método à qual são atribuídos índices de 1 a 10, sendo o valor mais elevado aquele que contém maior vulnerabilidade dentro do parâmetro.

O modelo final apresenta valores de vulnerabilidade (Quadro 3.1) à contaminação entre 23 (situações desprezáveis) e 230 (situações extremas).

A premência da calibração dos fatores e respetivas ponderações tem vindo a ser referida como uma quase obrigatoriedade para o DRASTIC, sob pena de os resultados apurados não estimarem com a exatidão requerida a suscetibilidade à ocorrência de contaminações na água subterrânea (Rupert, 2001).

Quadro 3.1 - Avaliação da vulnerabilidade DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

DRASTIC	Classes de Vulnerabilidade
23 - 79	Insignificante
80 - 99	
100 - 119	Muito baixa
120 - 139	Baixa
140 - 159	Moderada
160 - 179	Alta
180 - 199	Muito alta
200 - 230	Extrema

O DRASTIC demonstrou possuir alguns problemas aplicacionais, devido à redundância de parâmetros e a um regime de ponderação arbitrário. Além disso, normalmente os índices de vulnerabilidade têm uma maior capacidade de avaliação quando incorporam informação sobre a ocupação do solo e/ou as atividades antrópicas associadas (i.e., uso do solo), e.g. tipo e a natureza das práticas agrícolas.

A partir do DRASTIC diversos autores têm proposto algumas alterações que consideram convenientes devido à disponibilidade de alguns dados e problemas de singularidade. Evans

e Myers (1990) utilizaram uma diferente abordagem do modelo para a avaliação de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos no sul de Delaware, EUA. As alterações passaram pela exclusão de três parâmetros (recarga de aquíferos, material do aquífero e impacto da zona vadosa) e a inclusão do uso do solo e a densidade das fossas sépticas.

Secunda *et al.* (1998) integram uma nova variável relacionada com o impacto do uso do solo durante longos períodos de tempo, consoante o material do aquífero, para avaliar a vulnerabilidade à poluição de aquíferos na planície de Sharon, em Israel. Nesta metodologia, a avaliação final incorpora tanto a zona vadosa como o material do aquífero bem como a perigosidade potencial a longo prazo do uso do solo para o aquífero.

Piscopo (2001) produziu um mapa de vulnerabilidade de aquíferos para a região de Castlereagh na Austrália. Neste estudo a condutividade hidráulica foi excluída do índice, devido à falta de dados, e a recarga de aquíferos foi substituída por uma recarga baseada na precipitação, declives e permeabilidade de solos.

Panagoupoulos *et al.* (2006) propõem uma otimização do modelo a partir de modificações e transformações com base nos parâmetros estatísticos da distribuição do índice de poluição. O índice de poluição utilizado foi o referente à concentração de nitratos (mg/l), por estes constituírem o principal contaminante proveniente de atividades humanas na área de estudo e por ser representativo da degradação da qualidade da água subterrânea.

3.1.2. Modelo GOD

O Método GOD foi proposto por Foster (1987) e desenvolvido por Foster e Hirata (1988) para a Organização das Nações Unidas (ONU) em resposta à problemática da gestão da água em países em desenvolvimento, para avaliação da vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos à contaminação. Os modelos até então existentes e vulgarmente utilizados, como o DRASTIC, necessitavam de muita informação com qualidade muitas vezes indisponível neste tipo de países (Foster e Hirata, 1995). A exemplo de outros modelos, o acrónimo identifica as variáveis utilizadas:

1. **G**roundwater hydraulic confinement (grau de confinamento hidráulico);
2. **O**verall lithology of the unsaturated zone (estratos de cobertura - zona vadosa ou camada confinante);
3. **D**epth to groundwater table (profundidade até o lençol freático).

Foster e Hirata (1988) propõem a utilização de pesos diferentes para cada variável hidrogeológica dos parâmetros adotados.

Cada parâmetro é normalizado [0 - 1] em função da sua vulnerabilidade à contaminação, sendo atribuído o valor mais elevado às situações mais vulneráveis. Através do produto das três variáveis o modelo hierarquiza as diversas combinações numa escala de vulnerabilidade com cinco níveis (Quadro 3.2). No caso de existirem dois dos parâmetros com pontuação de 1, a vulnerabilidade é igual à pontuação do terceiro parâmetro.

Esta escala oscila entre o ‘desprezável – baixa’ (aquíferos confinados ou livres profundos com solos impermeáveis) até à ‘extrema’ (aquíferos livres, rasos e de litologia grosseira).

Quadro 3.2 - Avaliação da Vulnerabilidade GOD (Foster e Hirata, 1995)

GOD	Classes de Vulnerabilidade
0,7 – 1,0	Extrema
0,5 – 0,7	Alta
0,3 – 0,5	Moderada
0,1 – 0,3	Baixa
0,0 – 0,1	Desprezável

Este método tem uma estrutura simples e pragmática e é sistema empírico rápido para avaliar a vulnerabilidade à poluição de um aquífero. Segundo Gogu e Dassargues (2000) este método é mais eficaz em áreas extensas. Este método é um “primeiro passo para a avaliação do perigo de poluição do aquífero com o propósito de criar prioridades, determina a vulnerabilidade intrínseca, logo não tem em consideração o tipo de contaminante” (Bracho *et al.*, 2004).

3.1.3. Modelo SINTACS

O modelo SINTACS emerge do DRASTIC como uma adequação às especificidades hidrogeológicas da Itália, tendo subjacente o aumento do rigor dos mapas de vulnerabilidade produzidos (Civita e De Maio, 1997). O acrónimo representa os fatores tidos em conta na avaliação da vulnerabilidade:

1. **Soggiacenza** (Profundidade da água subterrânea)
2. **Infiltrazione efficace** (Infiltração)
3. **Non saturo** (Zona não saturada)
4. **Tipologia della copertura** (Tipo e uso do solo)
5. **Acquifero** (Caraterísticas hidrogeológicas do aquífero)

6. **Conducibilità idraulica dell'acquifero (Condutividade hidráulica)**

7. **Superfície topográfica (Declive)**

Este modelo apesar de utilizar os mesmos parâmetros, apenas cinco mantêm a sua estrutura original utilizada no DRASTIC. A soma ponderada de todos os fatores resulta em seis classes de vulnerabilidade, conforme o Quadro 3.3.

Quadro 3.3 - Avaliação da vulnerabilidade SINTACS (Civita e De Maio, 1997)

SINTACS	Classes de Vulnerabilidade
> 210	Muito alta
186 -210	Alta
140 -186	Moderadamente alta
105 -140	Média
80-105	Baixa
< 80	Muito baixa

Atualmente, o modelo em vigor na regulamentação ambiental italiana, no que à avaliação da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos à poluição diz respeito, é o SINTACS (Barrocu *et al.*, 2010).

A operacionalização do SINTACS recorre a um programa especialmente compilado para o efeito, visto que a estrutura do modelo afigura-se complexa, tanto para os dados de entrada como para os de saída. Relativamente ao DRASTIC, por exemplo são acrescentados dois fatores: o uso do solo e a incidência da água de superfície (Auge, 2004).

3.1.4. Modelo AVI

O modelo *Aquifer Vulnerability Index* (AVI) foi desenvolvido pelo *National Hydrology Research Institute* (NHRI) do Canadá (Van Stempvoort *et al.*, 1992). Neste caso, a vulnerabilidade dos aquíferos é estabelecida com suporte na resistência hidráulica do perfil da zona vadosa.

O período que um contaminante dissolvido demora no seu percurso vertical até atingir o aquífero é definido pela condutividade hidráulica e pela espessura das diferentes camadas da zona vadosa do aquífero. O AVI revela-se expedito em virtude de se basear em apenas dois fatores: a condutividade hidráulica (K_i) e a espessura (Z_i), das diferentes camadas sedimentares que se encontram acima da água subterrânea (Bracho *et al.*, 2004).

A modelação da vulnerabilidade dos aquíferos resulta da catalogação da resistência hidráulica (C) do perfil, calculada pelo somatório dos produtos dos dois fatores considerados (para cada um dos perfis) segundo uma escala e obter assim a respetiva classe de vulnerabilidade (Quadro 3.4).

Quadro 3.4 - Avaliação da vulnerabilidade AVI (Van Stempvoort et al., 1992)

Resistência hidráulica (dias)	Classes de Vulnerabilidade
0 -10	Extremamente Alta
10 -100	Alta
100 -1000	Moderada

3.1.5. Modelo SI

O modelo SI, ou em português IS (Índice de Suscetibilidade) foi testado pela primeira vez no 'Projeto Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo' (ERHSA) como forma de tentar resolver os problemas inerentes ao DRASTIC (Francés et al., 2001). Além de excluir os fatores S, I e C (considerados redundantes face ao parâmetro A) ainda introduz o parâmetro LU (*land use*, i.e. uso do solo cuja falta era apontada como um dos grandes defeitos do DRASTIC). Assim, o IS (sigla utilizada doravante) resulta da soma ponderada de:

1. *Depth to water* (profundidade do nível freático);
2. *Recharge* (taxa anual de recarga);
3. *Aquifer media* (natureza litológica do aquífero);
4. *Topography* (topografia);
5. *Land Use* (uso do solo).

A ponderação atribuída a cada um dos fatores foi modificada relativamente ao DRASTIC depois do resultado de uma consulta, realizada através de inquérito, a um conjunto de especialistas de diversas áreas da Hidrogeologia e Recursos Hídricos. Os valores correspondentes às classes e as amplitudes dos intervalos foram mantidos, tendo-se apenas procedido, por força de uma maior facilidade de interpretação do mapa final, a um reajustamento dos valores para percentagens. Assim, o valor final do IS varia entre 0 e 100 %, ao invés dos 0-10 do DRASTIC (Quadro 3.5).

Quadro 3.5 - Avaliação da Vulnerabilidade IS (Francés et al., 2001)

IS	Vulnerabilidade
> 90	Extremamente vulnerável
80 – 90	Muito elevada
70 – 80	Elevada
60 – 70	Moderada a alta
50 – 60	Moderada a baixa
40 – 50	Baixa
30 – 40	Muito baixa
< 30	Extremamente baixa

Posteriormente, também em Portugal, no âmbito da legislação em vigor respeitante à Reserva Ecológica Nacional (REN)⁵, foi considerada a tipologia ‘áreas estratégicas de proteção e recarga de aquíferos’, a qual é definida como “áreas geográficas que, devido à natureza do solo, às formações geológicas aflorantes e subjacentes e à morfologia do terreno, apresentam condições favoráveis à ocorrência de infiltração e recarga natural dos aquíferos e se revestem de particular interesse na salvaguarda da quantidade e qualidade da água a fim de prevenir ou evitar a sua escassez ou deterioração” (Decreto-Lei 239/2012 de 2 de Novembro).

Segundo a legislação a determinação destas áreas poder ser operacionalizada de duas formas: i) recorrendo preferencialmente a modelos numéricos de escoamento que simulam as condições naturais e permitem definir as zonas de recarga e descarga dos aquíferos; ou ii) recorrendo a modelos de vulnerabilidade à contaminação que estão dependentes do tipo de aquífero a estudar (e.g. poroso, cársico, fissurado ou misto).

É dada preferência à primeira opção porque possibilita “a simulação do comportamento hidrodinâmico do aquífero, sendo realizados e calibrados com dados físicos do terreno e modelos conceptuais do aquífero” (Resolução de Conselho de Ministros 81/2012). Contudo, no presente, não existem modelos numéricos calibrados, nem sequer modelos conceptuais da dinâmica massas de grande parte das águas subterrâneas. Isto promove a utilização de índices de vulnerabilidade, e conseqüentemente a sua importância, pois “as áreas mais vulneráveis são também as áreas mais permeáveis que alimentam o aquífero, com maior impacto para a qualidade da água subterrânea” (Resolução de Conselho de Ministros 81/2012).

⁵ Decreto-Lei 239/2012 de 2 de Novembro que procede à primeira alteração ao Decreto-Lei 166/2008 de 22 de agosto, que estabelece o Regime Jurídico da REN; Portaria 419/2012 de 20 de Dezembro onde são definidas as situações de usos ou ações considerados compatíveis com os objetivos de proteção ecológica e ambiental e de prevenção e redução de riscos naturais de áreas integradas nas diversas tipologias da REN; Resolução de Conselho de Ministros 81/2012 que aprova as orientações estratégicas de âmbito nacional e regional, que consubstanciam as diretrizes e critérios para a delimitação das áreas integradas em REN; Declaração de Retificação 71/2012 que corresponde a uma correção de inexatidões presentes na Resolução de Conselho de Ministros 81/2012.

Assim o IS, mantendo a mesma gama de valores final (Quadro 3.5) é ajustado para usar apenas os fatores:

1. *Depth to water* (profundidade do nível da água);
2. *Recharge* (recarga);
3. *Aquifer media* (geologia da formação aquífera [litologia]);
4. *Topography* (topografia).

A principal alteração face ao IS é a remoção do fator LU pois a REN é potencial, i.e. é independente do uso do solo num determinado enquadramento espaço-temporal. Neste caso a análise é centrada no índice de vulnerabilidade constante da legislação para cada tipo de aquífero, i.e. que corresponde ao valor de IS adequado às especificidades da REN (Ribeiro, 2005). Deste modo, são tidas como REN potencial (independente das exclusões à REN decorrentes de usos pré-existentes) as áreas cujo IS seja superior a 70% (Resolução de Conselho de Ministros 81/2012).

3.1.6. Outros modelos

Desenvolvido em 1995, o modelo EKv (Auge, 2004) baseia a avaliação de aquíferos livres (i.e. não confinados), na profundidade do nível freático (**E**) e na permeabilidade vertical da zona não saturada (**Kv**). Os níveis de ponderação para os dois fatores variam entre 1 (menos vulnerável) e 5 (mais vulnerável). Assim, o valor final de vulnerabilidade (E+Kv) oscila entre 2 e 10 (Quadro 3.6).

Quadro 3.6 - Avaliação da vulnerabilidade EKv (Auge, 2004)

EKv	Classes de Vulnerabilidade
2 a 4	Baixa
5 a 7	Média
8 a 10	Alta

Outro modelo, o ΔhT ainda se encontra em desenvolvimento e destina-se a aquíferos semi-confinados, devido à sua estrutura muito dissemelhante da dos aquíferos livres. Neste caso, a vulnerabilidade é controlada pelas propriedades físicas e geométricas, assim como pela diferença de potencial hidráulico” (Auge, 2004).

Por fim, pode-se referir mais uma derivação do DRASTIC, o Vector-DRASTIC, desenvolvido em Portugal por Pacheco e Sanches Fernandes (2013). Neste modelo, as ponderações dos fatores são determinadas com recurso a análise estatística multivariada (i.e. análise de correspondências múltiplas). Similarmente ao IS, o modelo apenas recorre às variáveis independentes, eliminando a redundância reconhecida ao DRASTIC.

Os pesos dos fatores deixam de ser constantes, e passam a resultar da sua importância local, associada à heterogeneidade do fator. Quanto maior a variabilidade do fator, maior o seu peso específico (esse fator possui maior responsabilidade pela variância da amostra). Assim, os fatores homogêneos perdem relevância, e tornam-se pouco representativos na explicação do modelo. No Vector-DRASTIC o cálculo do índice de vulnerabilidade fica indexado a um conjunto menor de variáveis/vetores (2 a 3) responsáveis pela maior explicação da variância do modelo, cujo peso específico será obtido em função do valor próprio vetorial resultante da análise de correspondências múltiplas.

3.1.7. Aplicações de modelos indexados

Os Estados Unidos da América (EUA) possuem cartografia de vulnerabilidade à contaminação do solo e das águas subterrâneas para todo o território devido aos trabalhos realizados pela *Environmental Protection Agency* (EPA), utilizando o modelo DRASTIC. Após a difusão do modelo DRASTIC, este foi bastante difundido e passou a ser amplamente utilizado nos países membros da Comunidade Europeia para estudos da vulnerabilidade natural dos aquíferos (Lobo-Ferreira, 1999).

Portugal, apesar de no início “os mapas de vulnerabilidade de aquíferos serem fundamentados essencialmente na interpretação da informação geológica em termos da vulnerabilidade da água subterrânea à contaminação” (Lobo Ferreira e Oliveira, 2004), foi primeiro país da União Europeia a ter todo o seu território classificado usando o modelo DRASTIC.

Desde 1986 que o LNEC, em colaboração com a Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente (DGQA), promoveu estudos de caracterização dos recursos hídricos subterrâneos nacionais. Mas em 1992, estas duas instituições iniciaram um trabalho para Comissão das Comunidades Europeias, o qual só viria a ser publicado em 1995 e que visava a elaboração de “mapas de vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição, utilizando a metodologia DRASTIC” (Lobo-Ferreira *et al.*, 1995).

Nesse período, Lobo-Ferreira e Calado (1989) cartografaram a vulnerabilidade à poluição das regiões do Algarve e do Alentejo, usando como fatores a permeabilidade da zona não-

saturada do solo e do aquífero, a taxa de recarga média do aquífero, a capacidade de atenuação da zona não-saturada do solo e a velocidade de propagação do poluente na zona não-saturada do solo. O método DRASTIC foi aplicado pela primeira vez em Portugal por Lobo-Ferreira e Oliveira (1993) a que se seguiram outros trabalhos de cartografia automática da vulnerabilidade de aquíferos (Oliveira *et al.*, 1997) dos quais se destacam os estudos em áreas afetadas pela poluição agrícola no Algarve (Stigter e Dill, 1999) e no Alentejo (Paralta e Francés, 2000). Também no Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo este modelo foi aplicado (Oliveira *et al.*, 2000).

Gogu *et al.* (2003) testaram na Bélgica diversos métodos de avaliação da vulnerabilidade intrínseca, incluindo o EPIK, o GOD, e o DRASTIC. Tratando-se de um aquífero cársico, o melhor método seria teoricamente o EPIK, pois foi desenvolvido com esse intuito, mas o DRASTIC demonstrou uma aptidão aceitável para delinear a morfologia de aquíferos cársicos, visto que “depois de comparados os mapas de vulnerabilidade destes dois métodos, ambos salientam as mesmas características hidrogeológicas e geomorfológicas” (Gogu *et al.*, 2003).

Mais tarde, Lobo-Ferreira e Oliveira (2004) aplicam o DRASTIC, o AVI, o SI e o GOD, a sistema aquífero localizado nas imediações de Évora. Os autores avaliaram os modelos segundo o seu desempenho, estabelecendo a sequência (do melhor para o pior): DRASTIC, SI, GOD e AVI. Assim, concluíram que o modelo AVI não era o mais adequado para analisar a vulnerabilidade das águas subterrâneas da área em questão.

Utilizando apenas o DRASTIC no aquífero Pampeano, localizado a norte da província de Buenos Aires, Reynoso *et al.* (2005) concluíram que a profundidade do nível freático e a carga poluente eram os fatores que mais influenciavam a vulnerabilidade.

Num contexto de um aquífero poroso torno da cidade de Paysandú (Noroeste do Uruguai), Xavier *et al.* (2004) testaram dois modelos, o GOD e o DRASTIC, tendo obtido três zonas de vulnerabilidade semelhantes em ambos os modelos. Mendoza e Barmen (2006), aplicaram os mesmos dois modelos na bacia do Rio Artiguas (Nicarágua) e constataram que o GOD é a melhor solução para “avaliar regiões onde os dados hidrogeológicos são muito restritos e os recursos de águas subterrâneas estão sob stress ambiental” (Mendoza *et al.*, 2006).

Barboza *et al.* (2007) desenvolveram no Brasil um estudo preliminar da vulnerabilidade recorrendo ao modelo GOD. Segundo os autores, o modelo mostrou-se especialmente útil pois “o número reduzido de dados básicos permitiu agilidade na análise dos resultados e uma melhor visualização dos agentes que contribuíram para o derradeiro resultado de vulnerabilidade” (Barboza *et al.*, 2007). Salhi *et al.* (2007), realizaram um trabalho no aquífero Oued Laou (Nordeste de Marrocos), incidindo na criação de cartografia de vulnerabilidade e

com a aplicação do DRASTIC, tendo ficado agradados com o desempenho do modelo, que comprovou a sua eficácia em delinear as zonas vulneráveis. Também Draquo *et al.* (2008) utilizaram o GOD e o DRASTIC mas comparando-os com o AVI. No final, apuraram que o DRASTIC constitui a opção mais válida para a elaboração de mapas de vulnerabilidade.

3.2. Modelos estatísticos

Os modelos estatísticos são modelos de análise que estão de certa forma limitados à descrição e não permitem efetuar diagnósticos. A partir deste podemos obter resumos descritivos simples que permitem a análise exploratória dos dados através de medidas de localização, medidas de tendência central e não central, medidas de dispersão central ou medidas de assimetria; mas também é possível realizar análises mais complexas a partir da regressão logística. Usualmente os modelos estatísticos mais simples são utilizados para sumarizar a informação num ou mais locais do mapa mas também para análises mais detalhadas que permitem verificar as relações entre as variáveis. No caso de modelos estatísticos mais complexos ao obter a equação de regressão é possível conhecer o sentido das dependências entre as variáveis escolhendo a variável mais e menos explicativa para o modelo. Os modelos estatísticos são uma forma eficiente e conveniente de explorar e/ou confirmar as relações simultâneas entre três ou mais variáveis bem como os “comportamentos” escondidos nas variáveis em observação.

No estudo das águas subterrâneas os modelos estatísticos permitem efetuar mapas de concentração de contaminantes através dos valores medidos nos poços ou furos e são por norma representações preliminares da propagação dos contaminantes. Estes mapas embora sejam limitados à descrição quando são introduzidas informações adicionais como as fontes de contaminação e/ou fatores intrínsecos dos aquíferos, as análises estatísticas tendem a ser mais rigorosas. Os mapas de concentração de poluentes permitem a sua associação a outros mapas de variáveis e a verificação das variáveis que mais influenciam a concentração de poluentes. Quando existem conjuntos de qualidade da água e variáveis potenciais, os modelos estatísticos em forma de equações de regressão podem ser utilizados para a previsão de probabilidade de contaminação.

A regressão logística é um modelo estatístico que prevê a probabilidade de ocorrência, a sua análise devolve testes de significação para cada variável independente que determina qual a sua importância para a probabilidade de contaminação. Os testes de significação permitem a eliminação de variáveis com menor significância e produzem fatores de

ponderação que otimizam o uso de variáveis com maior significância e determinam objetivamente a importância de cada uma.

As equações de regressão logística também podem ser utilizadas para o cálculo de probabilidades em que é excedido mais do que um limite. Duas equações de regressão, cada uma com a sua probabilidade, podem colocar a previsão em uma de três categorias: abaixo do primeiro limiar, acima do segundo limiar ou entre o primeiro e o segundo limiar (i.e., Mueller *et al.*, 1997 utilizaram características da bacia e informações do uso do solo para calcular as probabilidades de existir concentrações de nitratos entre os 3 mg/L e os 10 mg/L nos rios dos EUA).

A análise exploratória dos dados é também ela, uma parte importante de uma avaliação mais detalhada mas também podem ser suficientes para cumprir os objetivos da avaliação em estudo. Apesar de não serem tão comuns na avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, as técnicas de mapeamento baseadas em modelos geoestatísticos como o *kriging* são em muitos casos utilizados ao longo do processo.

Tendo em conta os modelos estatísticos, Erwin e Tesoriero (1997) efetuaram um modelo de probabilidade para encontrar concentrações de nitrato superiores a 3 mg/L nas águas subterrâneas da região do estuário de Puget nos Estados Unidos da América através de diversas variáveis independentes. As probabilidades foram relacionadas com a profundidade do poço ou furo, com a geologia do local e com as percentagens de uso de solo urbano e agrícola num raio de 2 milhas de cada furo ou poço. A partir desta abordagem foram observadas outras relações estatísticas como a probabilidade de encontrar concentrações de nitratos mais elevadas diminuíam com o aumento da profundidade do poço, a concentração é superior em locais de uso agrícola e em depósitos glaciares de granulação grossa. Como qualquer modelo estatístico estas relações não significam casualidade.

Rupert (1998) realizou duas avaliações utilizando a regressão logística para concentrações de atrazina/desetilatraxina e nitrato e concluiu que a diferença entre as duas avaliações pode ser atribuída ao comportamento dos compostos químicos. Squillace e Morgan (2000) realizaram uma avaliação para a probabilidade de detetar MTBE (éter metil terciário butílico) na água para beber proveniente das águas subterrâneas.

Os mapas criados nas avaliações de Erwin e Tesoriero (1997), Rupert (1998) e Squillace e Morgan (2000) delimitaram áreas de probabilidade de detetar os contaminantes em oposição a categorias subjetivas de vulnerabilidade que usualmente são utilizados em modelos indexados. Por sua vez Nolan *et al.* (2002) criaram um modelo estatístico de regressão logística para os EUA que permite simular a probabilidade de contaminação de

aquíferos por nitratos, a partir desta análise foi desenvolvido um mapa para os EUA que mostra a probabilidade da concentração de nitratos exceder 4mg/L.

As previsões de probabilidade de contaminação podem ser melhoradas através da utilização de métodos que produzem medidas correspondentes aos dados inseridos. Os modelos estatísticos de previsão, calibrados com dados previamente medidos podem ser comparados com os valores observados. A principal vantagem dos métodos de avaliação estatísticos é a capacidade de utilizar métodos matemáticos que permitem a atribuição de pesos eliminando as variáveis com menos importância e destacando as de maior importância.

3.3. Modelos híbridos

Consideram-se modelos híbridos, aqueles que combinam componentes de modelos indexados, estatísticos e baseados em processos, e tanto podem ser considerados objetivos como subjetivos. São considerados objetivos quando combinam modelos que contenham componentes objetivas de determinação de variáveis e processos explicativos e são considerados subjetivos quando incorporam a caracterização subjetiva dos modelos indexados.

Os modelos híbridos objetivos não incluem a categorização subjetiva, sendo necessário interpretações adicionais de especialistas para a gestão de águas subterrâneas com o propósito de cumprir os objetivos legislativos e de gestão mas também para defender cientificamente que os índices de vulnerabilidade não são subjetivos. São exemplos de avaliação a partir de modelos híbridos objetivos as avaliações de Vowinkel *et al.* (1996), Nolan *et al.* (1997) e Rupert (2001).

Vowinkel *et al.* (1996) utilizaram para a avaliação de vulnerabilidade da água subterrânea a pesticidas para o estado de New Jersey nos EUA as seguintes variáveis: intensidade do uso de pesticidas perto de poços de abastecimento público, a distância aos poços das áreas de recarga dos aquíferos, o teor de matéria orgânica do solo e o uso do solo. A partir deste modelo foram criadas duas classes – grupo de alta vulnerabilidade e grupo de baixa vulnerabilidade, sendo o primeiro grupo encontrado com maior intensidade.

Nolan *et al.* (1997) produziram um mapa de vulnerabilidade ao risco de contaminação de nitratos em águas subterrâneas que utilizou como variáveis a carga de nitrogénio, a densidade populacional, as classes de capacidade de uso do solo e a taxa de florestas em terras aráveis. Os autores desenvolveram um sistema de pontuação para as variáveis através da análise de gráficos de dispersão e diagramas de extremos e quartis da concentração de nitratos para cada um dos fatores onde as concentrações eram superiores a 2mg/L, o sistema de

pontuação foi testado para a significância a partir dos testes de Wilcoxon. O mapa final representa a vulnerabilidade dos aquíferos a nitratos de forma crescente.

Rupert (2001) utilizou correlações estatísticas não paramétricas entre a concentração de nitratos nos aquíferos e o nível freático, o uso do solo e a drenagem do solo. Depois de criado, o mapa final foi comparado com um conjunto independente de dados de concentração de nitratos para expor os locais de maior concentração.

No que respeita aos modelos híbridos subjetivos surgem as avaliações que combinam modelos indexados com modelos baseados em processos como é o caso de modelos de contaminação-lixiviação. Neste caso os resultados provenientes de modelos baseados em processos que produzem mapas de contaminação-lixiviação são combinados com outros dados mapeados para produzir mapas vulnerabilidade de aquíferos. Um exemplo de um modelo híbrido subjetivo é a avaliação de Morgan (1998) que utiliza o modelo baseado em processos PATRIOT (*Pesticide Assessment Tool for Rating Investigations of Transport*) da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (1994) e o modelo indexado PRZM (*Pesticide Root-Zone Model*) da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (1993) para quantificar o potencial de lixiviação para um pesticida específico.

3.4. Modelos baseados em processos

Nas últimas décadas a modelação dos fluxos e do transporte de contaminantes em águas subterrâneas têm vindo a suscitar curiosidade na comunidade científica, pelo uso de novos métodos tecnológicos para análise e pela preocupação pela qualidade das águas subterrâneas e não apenas pela quantidade de água nos reservatórios (Pinder, 2002).

A modelação de fluxos de águas subterrâneas começou a ser estudada devido à preocupação da comunidade pela quantidade de água consumida, desta forma era possível obter modelos preditivos do comportamento dos aquíferos. Os modelos de transporte de contaminantes em águas subterrâneas descrevem por norma o movimento e evolução do contaminante por virtude dos fluxos das águas e processos físico-químicos ocorridos no subsolo. Desta forma os modelos de transporte dos contaminantes estão dependentes da modelação do fluxo que calcula a velocidade e direção das águas.

A modelação de fluxos e transporte de contaminantes em águas subterrâneas é uma ajuda eficiente para proteção e gestão das mesmas. Estes modelos são baseados em suposições simplificadas como a direção e velocidade dos fluxos de água, a geometria do aquífero, o transporte dos contaminantes e as reações químicas que se sucedem no subsolo (Kouli *et al.*, 2009).

Os modelos, como simplificações da realidade permitem investigar fenômenos e prever comportamentos futuros com pequenas ou grandes margens de erro. Apesar de imperfeitos, os modelos são bastante úteis em hidrologia tentando criar o melhor modelo possível através da combinação de diferentes variáveis. A criação de um modelo conceitual em modelação de águas subterrâneas é a representação descritiva de um sistema aquífero que incorpora a interpretação das condições geológicas, hidrogeológicas, parâmetros hidráulicos do aquífero e condições de fronteira.

No estudo das águas subterrâneas os modelos baseados em processos simulam ou têm em consideração os parâmetros hidráulicos dos aquíferos, o movimento da água e o transporte de contaminantes.

Normalmente os modelos baseados em processos incluem a simulação de modelos que calculam às áreas vulneráveis com base no movimento da água e contaminantes. Neste tipo de abordagens os procedimentos de base podem ser baseados em modelos determinísticos ou podem ser modelos híbridos objetivos com base nas leis físicas e químicas com a integração de componentes estatísticas como equações de regressão para facilitar a simulação dos processos hidrológicos e químicos.

Os modelos de simulação baseados em processos na temática das águas subterrâneas são habitualmente utilizados de duas formas diferentes: para determinar a vulnerabilidade intrínseca de um aquífero ou para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos relativamente aos contaminantes em estudo. Para a determinação da vulnerabilidade intrínseca de um aquífero os modelos utilizados focam-se sobre as fontes poluentes e sobre o movimento da água e/ou do contaminante, desta forma este tipo de modelos representam apenas alguns processos importantes da vulnerabilidade. Este tipo de modelos permite auxiliar a gestão de águas subterrâneas e nas tomadas de decisão.

A equação que rege o fluxo de águas subterrâneas incorpora a Lei de Darcy e a Lei de conservação das massas. Na sua forma principal esta é uma equação diferencial parcial, tridimensional e dependente do tempo que deve ser resolvida numericamente. Esta equação pode ser utilizada para modelar os componentes que interagem no fluxo de água subterrânea.

O MODFLOW (Harbaugh *et al.*, 2000) é um *software* de modelação que resolve a equação que rege os fluxos de águas subterrâneas e é utilizado para a modelação quantitativa dos fluxos de águas subterrâneas e para avaliar a suscetibilidade intrínseca. Este programa inclui módulos baseados em processos para simular a interação dos componentes chave do sistema e devido aos avanços nas técnicas de estimação de parâmetros (Hill *et al.*, 2000) permite analisar de forma mais objetiva várias combinações de parâmetros calibrados em modelos de fluxos e avaliar a incerteza.

O processamento de simulação de modelos que combina a avaliação das fontes poluentes e o movimento das águas subterrâneas e dos poluentes não são comuns na avaliação de vulnerabilidade de aquíferos mas são no entanto os processos hidrológicos mais importantes.

O movimento das partículas pode ser utilizado para auxiliar a calibração de modelos ou podem ser utilizados diretamente para determinar as fontes e os focos de poluição ou para determinar a idade na água no solo. A determinação da idade da água é importante na avaliação da vulnerabilidade de aquíferos uma vez que águas recarregadas há centenas de anos não são suscetíveis a fontes modernas de contaminação desde que não existam misturas de águas recarregadas recentemente. Plummer *et al.* (1993) utilizaram técnicas de movimento de partículas de carbono-14, CFC (clorofluorcarbono) ou trítio/hélio para avaliar a suscetibilidade intrínseca dos aquíferos a fontes modernas de contaminação. A quantificação da idade da água e o grau de mistura de águas de diferentes idades devem ser cuidadosamente tratados no caso de pretender substituir o fluxo das águas subterrâneas e o tempo de residência do contaminante em aquíferos.

Snyder *et al.* (1998) utilizaram um modelo de fluxo de águas subterrâneas e acompanhamento de partículas para avaliar a suscetibilidade de um aquífero no condado de Clark em Washington, os resultados obtidos indicaram que em locais com águas subterrâneas de idades anteriores à industrialização da região são mais suscetíveis de ser afetadas por fontes antropogénicas.

3.4.1. Modelação de fluxos de águas subterrâneas e os SIG

A utilização de modelos no estudo das águas subterrâneas é comum no ramo das ciências ambientais, e o uso de modelos tem sido aplicados a uma variedade de processos hidrogeológicos. Recentemente, os modelos em águas subterrâneas têm sido aplicados para prever o comportamento do transporte de contaminantes para avaliação de riscos. No geral estes modelos são descrições ou aproximações conceptuais que descrevem sistemas físicos a partir de equações matemáticas. Ao representar matematicamente uma versão simplificada dos sistemas hidrogeológicos é possível prever, comparar e testar cenários alternativos. A aplicabilidade de um modelo depende da proximidade à realidade das equações matemáticas, para tal é necessário compreender o sistema físico e os parâmetros incorporados na equação matemática.

Os modelos de águas subterrâneas retratados descrevem o fluxo de águas subterrâneas e o transporte de contaminantes baseados em suposições simplificadas. Estas suposições

envolvem tipicamente a direção dos fluxos, a geometria do aquífero, a heterogeneidade ou anisotropia do material geológico do aquífero, os mecanismos de transporte dos contaminantes e as suas reações químicas.

Uma vez que as equações matemáticas contêm hipóteses simplificadoras e existem muitas vezes incertezas nos valores atribuídos a certos parâmetros exigidos pelos modelos, estes devem ser considerados aproximações à realidade. Apesar de não representarem as condições reais a modelação de águas subterrâneas é uma ferramenta útil e pode ser utilizada para variadas aplicações, entre elas a gestão e proteção de aquíferos.

Nos dias de hoje, para a gestão de águas subterrâneas e para a criação de legislação é necessário organizar os dados, avaliar os sistemas e estabelecer parâmetros para análise de acompanhamento. Para uma execução deste tipo de tarefas de forma mais eficiente a utilização dos Sistemas de Informação Geográficos (SIG) fornece as ferramentas necessárias para a criação de bases de dados e para a criação dos modelos hidrogeológicos. A modelação de fluxos de águas subterrâneas e o transporte de contaminantes representam componentes espaciais e temporais e requerem a integração de modelos baseados em processos determinísticos a partir dos SIG. De forma a modelar os processos físicos e químicos dos aquíferos os parâmetros ou variáveis dos modelos são representados em três ou quatro dimensões (x, y, z e tempo).

Os SIG, para além de permitirem simplificarem a implementação de tarefas de construção de modelos e a sua calibração permite também a gestão dos dados e o seu armazenamento, que no caso dos aquíferos a sua heterogeneidade cria um grande volume de dados. Os sistemas de informação geográfica facilitam as tarefas dos especialistas através das ferramentas que a partir de dados de entrada preparam os dados de saída para o fluxo de águas subterrâneas e o movimento e destino de contaminantes.

A modelação das águas subterrâneas é um processo simplificado de representar o sistema e investigar a sua resposta em determinadas condições, ou prever o seu comportamento no futuro. Desta forma é uma ferramenta essencial na gestão de águas subterrâneas e na proteção e remediação de aquíferos. A partir destes a tomada de decisões como a implementação de um projeto ou a realização de métodos de remediação é facilitada, uma vez que os modelos preveem (com uma determinada margem de erro) o comportamento do sistema, e é uma solução simples e pouco dispendiosa.

Por definição os modelos permitem simplificar a realidade e são por isso imperfeitos, apesar de úteis. A sua aplicabilidade e utilização dependem dos objetivos inseridos no modelo e acaba por se tornar um desafio obter a melhor representação da realidade (através da recolha de dados) sem realizar suposições inválidas.

Os modelos de águas subterrâneas são a combinação de dois processos distintos, o primeiro é o desenvolvimento do modelo a partir de um *software* e o segundo processo é a aplicação do produto resultante para um fim específico. Os modelos de águas subterrâneas são mais eficientes se forem desenvolvidos segundo uma sequência lógica organizado em etapas (Figura 3.1)

A modelação de aquíferos pode ser bastante simples com resultados de uma dimensão ou bastante mais complexos representados por duas (X e Y), três (X, Y e Z) ou quatro dimensões (X, Y, Z e T). No entanto é recomendado que se inicie o processo com modelações mais simples e ao longo do processo efetuar modelações mais complexas conforme forem sendo cumpridos os objetivos. Independentemente da complexidade do modelo o seu desenvolvimento é o mesmo.

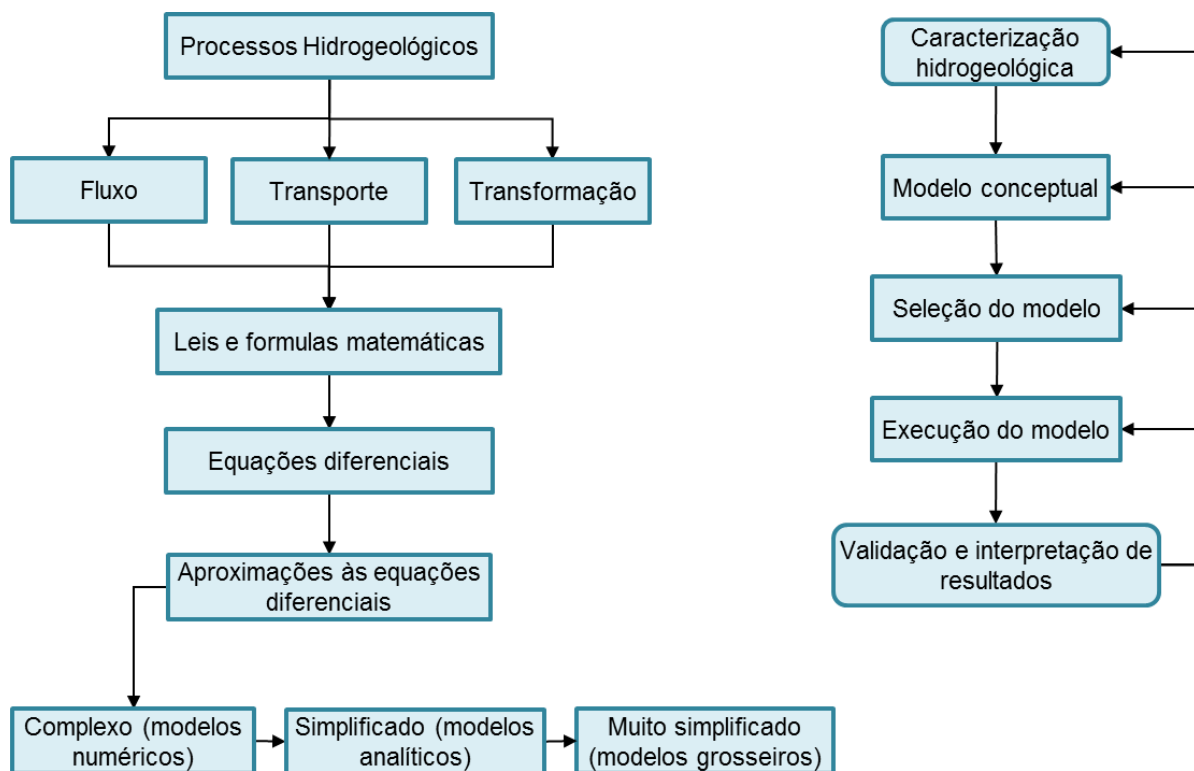


Figura 3.1 - Desenvolvimento típico de um modelo (esquerda) e etapas de aplicação de um modelo (direita) baseado em Kuoli et al. (2009)

Segundo Kuoli et al. (2009) para a realização de um modelo de águas subterrâneas a sequência lógica a seguir passa pelas seguintes etapas:

- Objetivos do modelo – descrição dos objetivos que levam a realização da modelação;

- Caracterização hidrogeológica – para a criação de um modelo adequado ou para desenvolver um modelo calibrado de forma confiável é necessário caracterizar detalhadamente as condições hidrogeológicas na área de estudo, sendo esta tarefa de extrema importância na modelação do fluxo e transporte de contaminantes;
- Criação de um modelo conceptual – descrição dos processos de forma sistemática;
- Escolha do programa – após a criação do modelo conceptual e a escolha do local de estudo deve ser selecionado o programa capaz de modelar os dados e que cumpra os objetivos da modelação;
- Dados de entrada - os dados de entrada dependem do modelo escolhido e são utilizados para desenvolver o modelo, estes podem incluir variáveis como o nível freático, as condições de contorno, a condutividade hidráulica, a transmissividade, a espessura entre outros.
- Calibração dos modelos – a calibração dos modelos consiste em alterar os valores dos dados de entrada para que o mesmo fique mais adequado às condições da área de estudo
- Análise sensitiva – ao variar os parâmetros de entrada do modelo ao longo ...
- Verificação do modelo – um modelo calibrado utiliza valores selecionados dos parâmetros hidrogeológicos, das fontes poluentes e dos furos ou poços bem como as condições de fronteira para verificar o modelo.
- Interpretação de resultados

Após a verificação do modelo o mesmo está pronto para realizar as simulações de predição, desde a simulação dos fluxos de águas subterrâneas à simulação do percurso dos contaminantes ou da sua concentração nos aquíferos mas também pode ser utilizado para avaliar diferentes métodos de remediação de aquíferos.

O primeiro passo de um modelo é a identificação dos seus objetivos e a recolha e processamento de dados são etapas essenciais no processo. No entanto a etapa essencial na modelação é a criação do modelo conceptual, a calibração, verificação e análise sensitiva podem ser efetuadas após a concretização do modelo.

3.4.2. Modelos de fluxos de águas subterrâneas (Lei de Darcy)

A lei de Darcy (cf. 2.2.3), foi formulada pelo Engenheiro Hidráulico francês Henry Darcy com base em resultados experimentais sobre o fluxo de água em camadas de areia usadas em filtros e publicada em 1856 e trata-se da teoria fundamental do escoamento subterrâneo.

A ferramenta *Groundwater* permite modelar a advecção-dispersão dos constituintes presentes nas águas subterrâneas.

A advecção trata-se do mecanismo de transporte do soluto realizado pelo fluido em que estes se movem na direção do fluxo à velocidade média linear da água sem alteração da concentração da solução, a equação seguinte é relativa ao transporte por advecção na direção X:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = V_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.2)$$

Onde C é referente à concentração do soluto, V à velocidade linear média do fluxo e $\partial C/\partial T$ representam as derivadas do tempo.

A dispersão hidrodinâmica trata-se do processo responsável pela propagação dos constituintes químicos nas águas subterrâneas por difusão e mistura resultante dos fenômenos de dispersão molecular e dispersão mecânica, ou seja, variações microscópicas nas densidades e velocidades. A dispersão hidrodinâmica tanto pode ser longitudinal como transversal.

A dispersão longitudinal é o processo em que algumas moléculas da água e do soluto circulam mais rápida ou lentamente que a média da velocidade linear que tem como consequência a dispersão na direção e no sentido do fluxo. Por sua vez a dispersão transversal é a propagação de um soluto em direções perpendiculares à do sentido do fluxo.

A dispersão bidimensional num meio poroso é orientada pela equação da advecção-dispersão (Bear, 1979; Freeze e Cherry, 1979; e Marsily, 1986) escrito em termos longitudinais e transversais, através da equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D'_L \frac{\partial^2 C}{\partial X_L^2} = D'_T \frac{\partial^2 C}{\partial X_T^2} = V'_L \frac{\partial C}{\partial X_L} - \lambda C \quad (3.3)$$

Onde C é a concentração do soluto em função de duas dimensões espaciais e o tempo, $\partial C/\partial t$ representam a derivada da concentração e do tempo, D'_L o coeficiente de dispersão (retardado) eficaz na direção longitudinal, D'_T o coeficiente de dispersão (retardado) eficaz no

sentido transversal e λ é relativo ao coeficiente de decaimento, assumido como uma constante de decaimento exponencial de primeira ordem.

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica é um parâmetro que mede a propagação da substância em circulação devido à natureza do meio poroso em função da orientação relativamente à direção principal do fluxo da água subterrânea, podendo então ser coeficiente de dispersão longitudinal ou transversal e é calculado através da expressão:

$$D'_T = \frac{D_T}{r} \text{ ou } D'_L = \frac{D_L}{r} \quad (3.4)$$

Onde D_T é referente à direção transversal, D_L à direção longitudinal e r ao fator de retardação.

Para calcular os vetores de fluxo de cada célula as equações utilizadas são abreviadas a partir da média aritmética de $U_{x(i-\frac{1}{2},j)}$ e $U_{x(i+\frac{1}{2},j)}$ dividido pela porosidade $n_{i,j}$ e a espessura $b_{i,j}$ do centro da célula, para se atribuir a velocidade de escoamento V_x para a mesma, ou seja:

$$V_x = \frac{T_{i,j}}{n_{ij} \times b_{i,j} \times \Delta x} \left[\frac{T_{i+1,j} (T_{i-1,j} + T_{i,j}) (h_{i,j} - h_{i+1,j}) + T_{i-1,j} (T_{i,j} + T_{i+1,j}) (h_{i-1,j} - h_{i,j})}{(T_{i,j} + T_{i+1,j}) (T_{i-1,j} + T_{i,j})} \right] \quad (3.5)$$

É necessário utilizar o centro da célula para que o valor obtido represente o centro da mesma. Os valores obtidos são convertidos em direção e magnitude com coordenadas geográficas para serem armazenados como tal, caso os limites das células terem a informação incompleta são copiados os valores da célula interior mais próxima.

Para o cálculo da velocidade média do fluido dentro dos poros ou velocidade de escoamento é utilizada a velocidade de Darcy dividida pela porosidade eficaz do meio, ou seja:

$$V = \frac{Q}{n} = \frac{K \times i}{n} = \frac{T \times i}{bn} \quad (3.6)$$

O **fluxo do aquífero (U)**, relacionado diretamente com a velocidade, trata-se da descarga por largura de unidade de aquífero (volume/tempo/comprimento) segundo a fórmula:

$$U = T \times i \quad (3.7)$$

Onde U é o fluxo do aquífero, T é a transmissividade e i é o gradiente hidráulico.

Para o cálculo do fluxo de Darcy é utilizada a velocidade de escoamento calculada sobre uma base de célula por célula. Para a célula i,j , o fluxo do aquífero U é calculado através de

cada uma das quatro paredes de célula, usando a diferença de cabeças entre as duas células adjacentes e a média harmônica da transmissividade $T_{i+1/2, j}$ (Konikow e Bredehoeft, 1978), que são assumidos como isotrópicos.

Os modelos matemáticos são baseados no princípio do equilíbrio da água que combina a equação de balanço de massa com a Lei de Darcy e produz a equação para o fluxo de água subterrânea. A equação que rege o fluxo estacionário tridimensional das águas subterrâneas em meios porosos é a seguinte

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (3.8)$$

Onde h é o topo do aquífero. Esta equação é denominada de equação de Laplace e tem diversas utilizações na física e hidromecânica. Resolver esta equação requer conhecimentos nas condições de fronteira para obter uma solução única, por este motivo a equação é conhecida como problema de valor de fronteira pois delimitam a área onde existe um valor limitativo.

Capítulo 4. Processamento de variáveis e modelo de análise

4.1. Enquadramento geográfico

A região escolhida para o estudo corresponde à zona vulnerável a nitratos do Tejo, umas das nove zonas vulneráveis a nitratos de Portugal continental inserida numa área com cerca de 240.000 hectares, integrada na unidade hidrogeológica da bacia do Tejo-Sado (Figura 4.1). A área em estudo ocupa parcialmente 20 municípios dos distritos de Lisboa, Santarém e Setúbal.

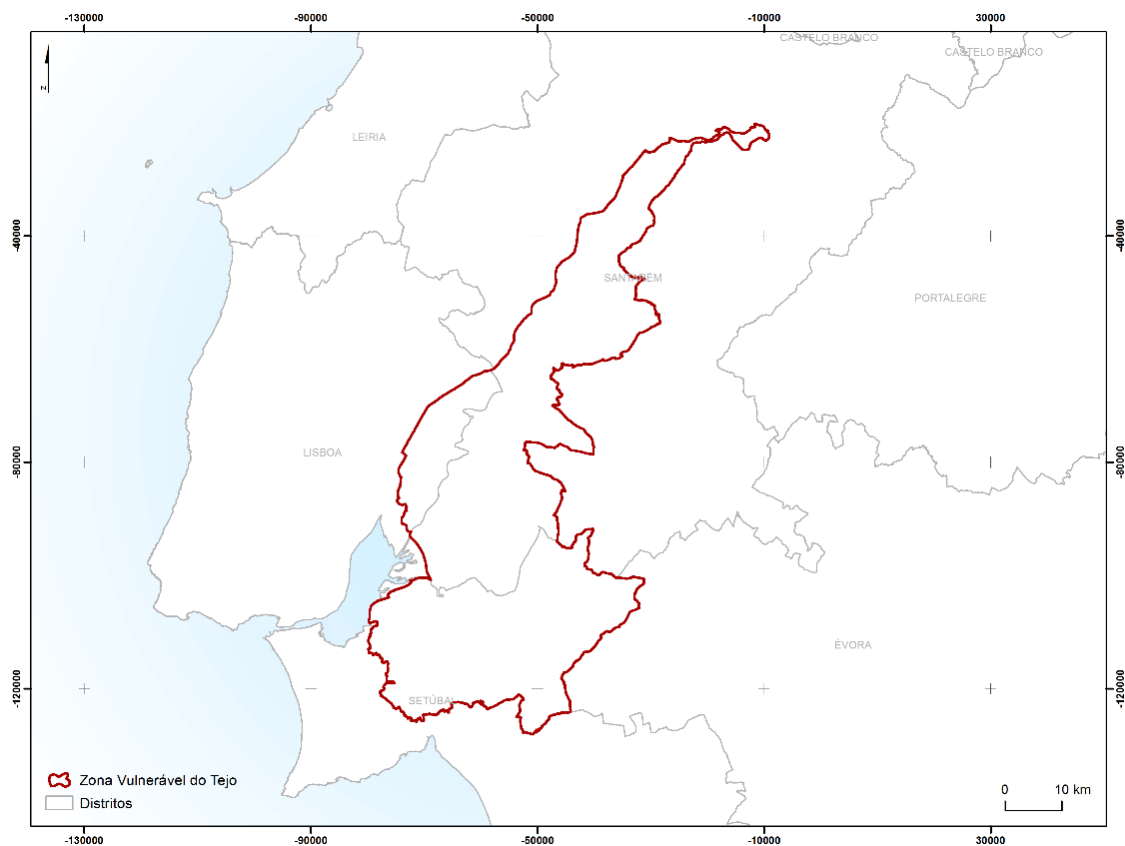


Figura 4.1 – Enquadramento da Zona Vulnerável do Tejo

As zonas vulneráveis surgem, em virtude das características hidrogeológicas e da ocupação agrícola intensiva. A sua criação vem na sequência da proteção das águas subterrâneas da poluição e propagação de nitratos de origem agrícola imposta pela Diretiva 91/676/CEE, do Conselho de 12 de Dezembro de 1991, e transportada para a legislação portuguesa a partir do Decreto-Lei n.º235/97 de 3 de Setembro, através da emissão da Portaria 164/2010, de 16 de Março. Nesta portaria são aprovadas nove zonas vulneráveis em Portugal Continental.

Segundo o Artigo 4.º do Decreto-Lei n.º235/97 de 3 de Setembro entende-se por zona vulnerável a nitratos as áreas para as quais drenam águas poluídas ou em vias de o serem, devido à excessiva e incorreta aplicação do azoto no solo de origem agrícola.

Os recursos hídricos subterrâneos em Portugal continental estão interligados com as ações geológicas que moldaram o território, por isso estabeleceram-se quatro unidades hidrogeológicas correspondentes às unidades morfoestruturais em que o país se encontra dividido, sendo elas o maciço antigo, a orla Mesocenozóica ocidental, a orla Mesocenozóica meridional e a bacia terciária do Tejo-Sado (SNIRH).

Na Unidade Hidrogeológica da Bacia do Tejo-Sado, que se divide entre a Bacia Terciária do baixo Tejo e a Bacia de Alvalade, encontra-se a área de estudo – a zona vulnerável do Tejo. Na subunidade ‘Bacia Terciária do Baixo Tejo’, na qual se situa a área de estudo, existe o também o maior sistema aquífero de Portugal continental que contribui para o abastecimento urbano, industrial e agrícola da região de Lisboa e constitui um importante fator de desenvolvimento (Almeida *et al*, 2000).

4.1.1. Hidrogeologia

A bacia do Tejo-Sado é constituída por formações detríticas de idade terciária e quaternária e aí situa-se o maior sistema aquífero da Península Ibérica – bacia do Tejo-Sado. Para além deste foram identificados mais quatro sistemas aquíferos de características porosas, que contribui para a sua extensão, espessura e produtividade tornando a bacia do Tejo e Sado na unidade hidrogeológica mais importante de Portugal Continental (Ribeiro 2009).

Na zona vulnerável do Tejo são considerados três sistemas aquíferos (Figura 4.2): os Aluviões do Tejo (T7), a Margem Direita (T1) e a Margem Esquerda (T3). As fronteiras entre os três sistemas aquíferos são artificiais, porque não existem fronteiras físicas entre eles apesar de existirem diferenças evidentes nas séries sedimentares resultantes de diferentes ambientes de deposição. A diferenciação entre a Margem Esquerda e Direita justifica-se pela divisão hidráulica tendo em conta o rio Tejo como eixo de drenagem bem como a presença da falha do Tejo e as diferenças nos ambientes de sedimentação resultantes da falha. A divisão entre os três sistemas aquíferos é necessária do ponto de vista prático por ser um sistema complexo e de grande extensão.

O rio Tejo é o grande eixo longitudinal de drenagem do sistema aquífero e o escoamento subterrâneo acontece na sua direção, mas também ao longo da faixa das aluviões modernas até ao estuário.

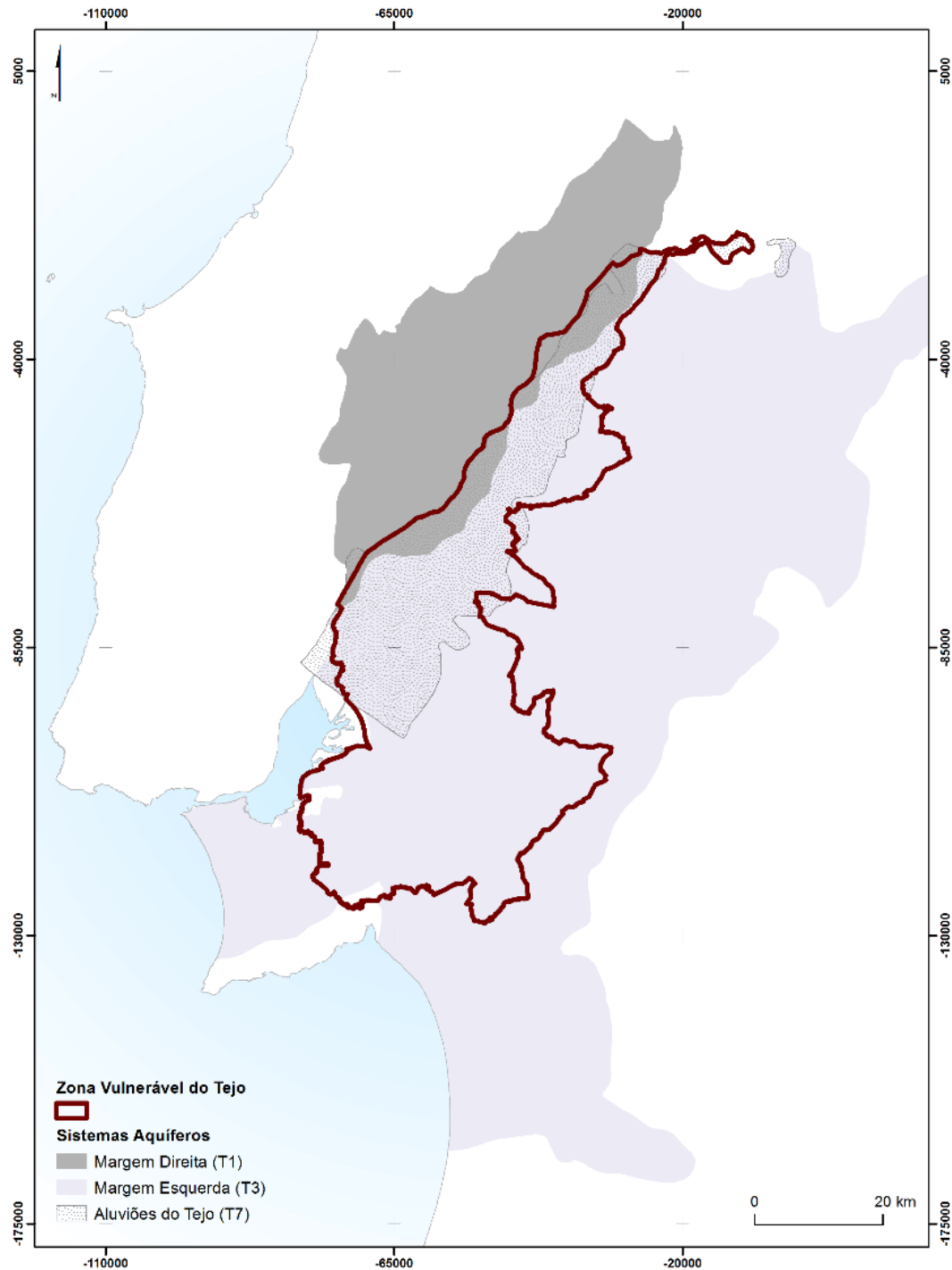


Figura 4.2 - Sistemas Aquíferos integrantes na Zona Vulnerável do Tejo (Fonte: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos)

Segundo Almeida *et al.* (2000) o sistema aquífero dos Aluviões do Tejo deverão ser as áreas de descarga dos sistemas aquíferos subjacentes, como o Rio Tejo é o eixo drenante principal da bacia constitui-se como uma divisória hidráulica que justifica a separação entre os sistemas aquíferos da Margem Direita e Margem Esquerda (Barbosa *et al.*, 2008). Neste sistema aquífero são consideradas três unidades sobrepostas do topo para a base, areias

com intercalações argilosas, argilas e areias e cascalheiras de base. A maioria dos furos capta areias e cascalheiras na base dos depósitos aluvionares, no entanto na área terminal do sistema aquífero estas encontram-se mais ou menos semi-confinadas por camadas de argila ou areias argilosas mais espesas. De um modo geral, nas aluviões do Tejo a transmissividade – capacidade de um meio para transmitir água, aumenta das margens para o centro.

Possivelmente, o sistema aquífero das aluviões do Tejo, incluindo o estuário, são áreas de descarga dos aquíferos da Margem Esquerda e Margem Direita uma vez que na região do vale do Tejo existia artesianismo repuxante (nível piezométrico superior ao nível topográfico) antes da exploração dos sistemas.

O sistema aquífero da Margem Esquerda é formado por diversas camadas porosas, confinadas ou semi-confinadas, com frequentes variações laterais e verticais nas fácies litológicas e que provocam por isso mudanças significativas nas condições hidrogeológicas. A margem esquerda passa gradualmente de formações continentais miocénicas para marinhas, no entanto esta complexidade própria do sistema faz com que exista um conjunto de camadas aquíferas que alteram com outras de permeabilidade baixa ou muito baixa.

Por sua vez o sistema aquífero da Margem Direita é constituído por formações carbonatadas ausentes nos limites NW e SW onde se situa um aquífero mais profundo em rochas detriticas. Este sistema apesar de bem definido tem algumas variações nas suas características, nomeadamente de norte para sul e de oeste para este e é verificada uma diminuição da permeabilidade a norte de Santarém e junto ao limite oeste do aquífero.

4.1.2. Geologia

A bacia terciária do Tejo, onde se localiza a área de estudo, consiste numa depressão alongada NE-SW rodeada por formações mesozoicas da orla ocidental a Oeste e Norte, pelo substrato hercínico a Noroeste e Este e a Sul na Península de Setúbal com o oceano Atlântico (Almeida *et al.*, 2000a). A bacia do Tejo é enchida por depósitos paleogénicos, miocénicos e pliocénicos, cobertos quase na totalidade por depósitos quaternários, e é caracterizada por uma importante atividade sísmica devido à presença da falha do Tejo.

Os depósitos paleogénicos são constituídos por arcoses, depósitos conglomeráticos, arenitos arcósicos e argilitos e calcários margosos. Por sua vez os depósitos miocénicos são caracterizados por depósitos continentais alternados por depósitos marinhos característicos de planícies aluviais abertas ao oceano e sujeita à ação do mar, onde se criam ambientes de transição fluvio-marinhos com ações continentais, fluviais e marinhas.

No sistema aquífero das aluviões do Tejo os materiais que o formam são de origem fluvial, aluviões modernas (Holocénico) e terraços (Plistocénico). Os depósitos aluvionares são constituídos por areias (finas e grosseiras) ou arenitos e argilas e entre os estratos por um depósito basal formado por areias, seixos e calhaus (Mendes *et al.*, 2004). A espessura dos depósitos aluvionares aumenta de montante para jusante e atinge um máximo de 70 metros. Por sua vez, os terraços são constituídos por depósitos basais com seixos e calhaus seguidos por um complexo interglaciário de areias e argilas.

A Margem Direita é composta maioritariamente por séries detríticas continentais de idade paleogénica constituída por arcoses, depósitos conglomeráticos, arenitos arcósicos e argilitos e calcários margosos. Este sistema é composto geologicamente pela formação dos Arenitos da Ota e pela formação dos Calcários de Almoester. A formação dos Arenitos da Ota (Miocénico) é constituída por arenitos continentais mais ou menos arcósicos, argilas e por vezes pequenas lenticulas de calhaus. A formação varia a sua espessura entre os 200 e 500 metros. A formação dos Calcários de Almoester é constituída por calcários mais ou menos compactos, calcários margosos e margas frequentemente intercaladas com argila, alguns leitos arenosos e escassas lenticulas de calhaus.

A litologia para a zona vulnerável a nitratos do Tejo (Figura 4.3) foi obtida a partir da Carta Geológica 1: 50 000 do Laboratório Nacional de Energia e Geologia (LNEG), devido à semelhança entre algumas unidades litológicas, foram agrupadas as 43 classes originais em 12 classes (Quadro 4.1). Através da Figura 4.3 e do Quadro 4.1 observa-se que as classes litológicas predominantes na área de estudo são relativas aos Aluviões, aos depósitos de terraços e Areias, que ao todo representam 78,6 % da área de estudo. As classes com menor predominância são relativas aos Conglomerados, Calcários, arenitos, dolomitos, pelitos e rochas fraturadas que se encontram de forma predominante na Serra da Arrábida, a sul da área de estudo e correspondem por sua vez a 1.2% da área de estudo.

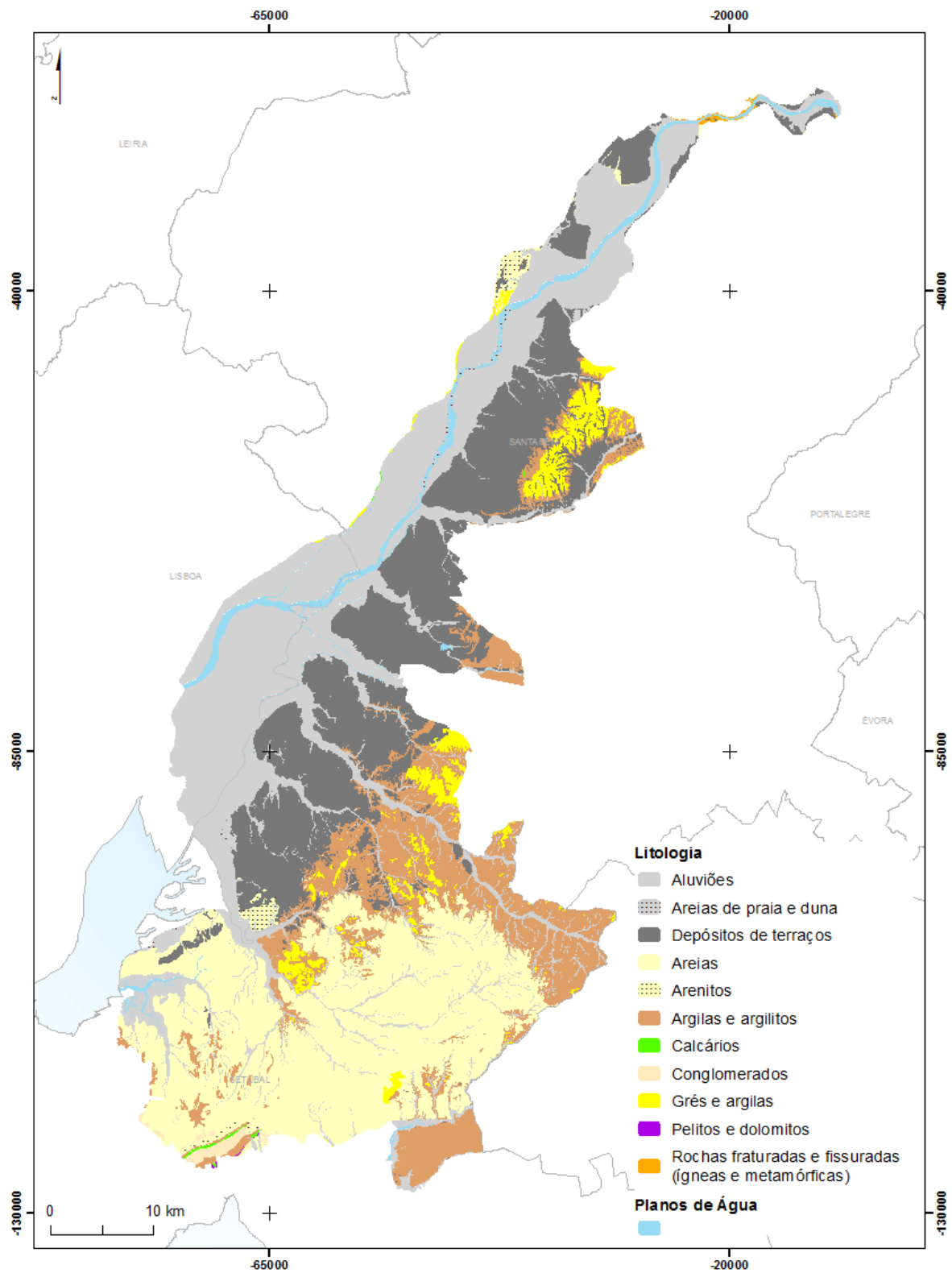


Figura 4.3 - Litologia na zona vulnerável a nitratos do Tejo (Fonte: LNEG)

Quadro 4.1 - Litologia na zona vulnerável a nitratos do Tejo

Litologia	Designações nas cartas geológicas 1:50 000 ou notícias explicativas	Área (ha)	Área (%)
	Planos de água	5163,68	2,14
Aluviões	Aluviões	71994,84	29,78
Areias de praia e duna	Areias de praia Areias de duna Areias de Transporte do Tejo Dunas Dunas antigas e areias eólicas	629,77	0,26
Depósitos de terraços	Areias superficiais de vales e terraços Depósitos de terraços Depósitos de terraços fluviais	57125,42	23,63
Areias	Areias da Quinta da Torre Areias Feldspáticas da Fonte da Telha e de Coina Areias e Margas da Quinta do Anjo Formação areno-argilosa do Entroncamento Formação de Santa Marta: Areias Complexo com vertebrados do <i>Sarmato-Pontiano</i> e com intercalações calcárias	60792,81	25,15
Conglomerados	Conglomerados, arenitos e margas de Picheleiros Conglomerados de Marco Furado Conglomerado de comenda	1022,42	0,42
Calcários e Calcários margosos	Calcários margosos de Palhavã Calcários grés e argilas com <i>hippariona-gracile</i> de Axambujeira Calcários de Senhora das Necessidades Calcários de Pedreiras Calcários com <i>Venus Ribeiroi</i>	182,53	0,08
Arenitos	Formação da Serra de Almeirim: Arenitos e conglomerados Arenitos da Ota Arenitos de Alfeite Arenitos e calco-arenitos de Pinhal e Castelo de Palmela	1537,18	0,64
Argilas e argilitos	Argilas, grés, conglomerados e calcários de vale de rasca Argilitos e margas de Azeitão Formação de Marco Furado: argilitos e conglomerados Complexo Argilo-gresoso	34844,72	14,41
Grés e Argilas	Grés e argilas com flora de Nossa Senhora da Saúde e Vale de Santarém Grés e argilas da Cruz do Campo Grés e Cascalheiras de planaltos Grés e conglomerados da Serra de Almeirim Complexo de grés e argilas com vertebrados da Quinta do Marmelal e camadas com <i>crassostrea crassissima</i> de Calhariz e de Alcanhões Complexo Gresos-Argiloso de Algeruz e do Monte do Pinheiro Complexo Gresos-Argiloso de Pegões Complexo Gresos-calcário de Aqualva de Cima	8194,32	3,39
Dolomitos	Dolomitos do Convento de São Luís	24,11	0,01
Pelitos	Complexo pelítico carbonatado evaporítico (margas de gadorga)	4,80	0,002
Rochas fraturadas e fissuradas (igneas e metamórficas)	Complexo Vulcano-Sedimentar Granitos calco-alcalinos de duas micas Migmatitos e gnaisses	217,44	0,09

4.1.3. Ocupação do solo

A caracterização da ocupação do solo na área de estudo (Figura 4.3) é essencial para verificar as atividades presentes na área de estudo e localizar as áreas em que é desenvolvida agricultura de regadio uma vez que segundo Ribeiro (2009) as práticas de regadio também provocam o aumento generalizado de nitratos devido à alternância de ciclos de evapotranspiração.

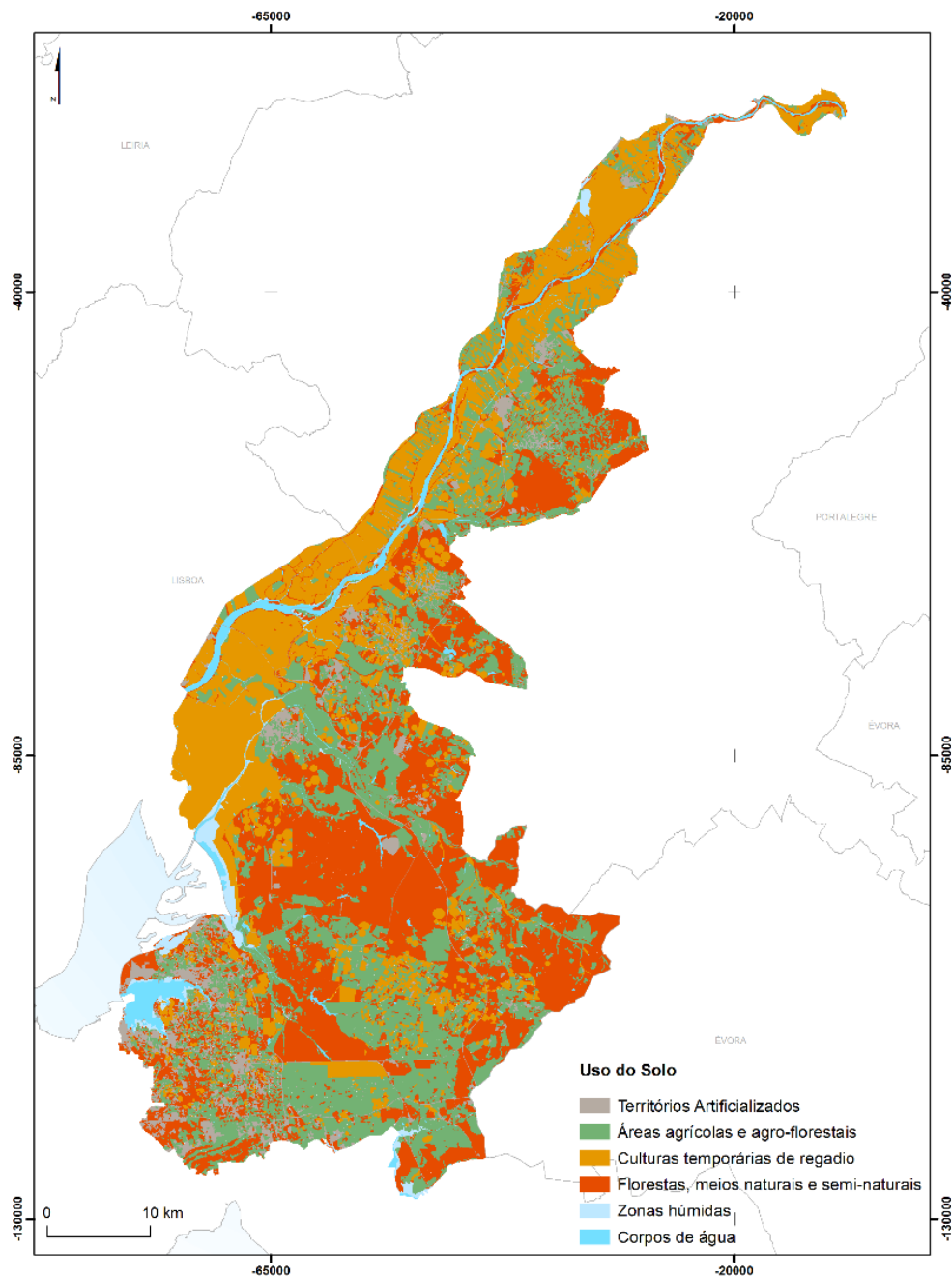


Figura 4.3 - Ocupação do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo em 2007 (COS Nível 1)

A Figura 4.3 tem em conta a ocupação do solo de acordo com a carta de ocupação do solo e está classificada a partir do nível 1 da mesma, a exceção das culturas temporárias de regadio uma vez que se trata do tipo de culturas mais que mais potencializa o aumento de nitratos. O Quadro 4.1, por sua vez diz respeito à área em hectares e a percentagem da mesma na área de estudo tendo em conta a carta de ocupação do solo a partir do nível 3 de forma a identificar quais as classes com maior predominância na área de estudo.

Quadro 4.1 - Ocupação do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo (COS07 Nível 3)

Uso do Solo	Área (ha)	Área (%)
Tecido urbano contínuo	4087,66	1,69
Tecido urbano descontínuo	3276,85	1,36
Indústria, comércio e equipamentos gerais	3093,56	1,28
Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	1824,02	0,75
Áreas portuárias	5,43	0,00
Aeroportos e aeródromos	344,03	0,14
Áreas de extração de inertes	254,78	0,11
Áreas de deposição de resíduos	86,90	0,04
Áreas em construção	822,14	0,34
Espaços verdes urbanos	194,93	0,08
Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas	558,07	0,23
Culturas temporárias de sequeiro	12971,88	5,37
Culturas temporárias de regadio	64513,62	26,69
Arrozais	7250,09	3,00
Vinhas	17411,79	7,20
Pomares	958,45	0,40
Olivais	1227,77	0,51
Pastagens permanentes	8827,17	3,65
Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	349,33	0,14
Sistemas culturais e parcelares complexos	9845,97	4,07
Agricultura com espaços naturais e seminaturais	20,31	0,01
Sistemas agroflorestais	13682,09	5,66
Florestas de folhosas	31099,98	12,87
Florestas de resinosas	8834,68	3,66
Florestas mistas	9306,43	3,85
Vegetação herbácea natural	7264,06	3,01
Matos	4902,25	2,03
Vegetação Esclerófita	403,05	0,17
Florestas abertas, cortes e novas plantações	15526,27	6,42
Praias, dunas e areais	886,54	0,37
Vegetação esparsa	959,89	0,40
Áreas ardidas	211,63	0,09
Pauis	2298,22	0,95

Quadro 4.1 - Ocupação do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo (COS07 Nível 3) (continuação)

Uso do Solo	Área (ha)	Área (%)
Turfeiras	154,84	0,06
Sapais	402,66	0,17
Salinas e aquicultura litoral	382,11	0,16
Cursos de água	4409,35	1,82
Planos de água	864,78	0,36
Lagoas costeiras	2174,25	0,90
Total	241687,83	100

Dentro da área de estudo, as classes de uso do solo com maior predominância são as culturas temporárias de regadio, as florestas de folhosas e vinhas com uma percentagem de ocupação de 26,7%, 12,9% e 7,2% respetivamente.

O índice de qualificação fisiográfica da parcela foi introduzido na legislação portuguesa a partir da Portaria n.º 259/2012 de 3 de setembro no âmbito dos programas de ação para reduzir a poluição por nitratos nas águas subterrâneas. Este índice dá informação sobre o risco de erosão do solo existente nas parcelas através da relação do tamanho da parcela e o seu declive. O índice varia entre 1 e 5 (Quadro 4.2) sendo que quanto maior for o valor do índice maior o risco de perda de solo.

Quadro 4.2 - Índice de Qualificação Fisiográfica da Parcela

Declive (%)	IQFP
0 – 10	1
10 – 15	2
15 – 25	3
25 – 45	4
> 45	5

A aplicação do índice na área de estudo foi aplicada a partir da relação entre a carta de ocupação do solo (COS07 Nível 5) e o mapa de declives (%) resultando na Figura 4.4.

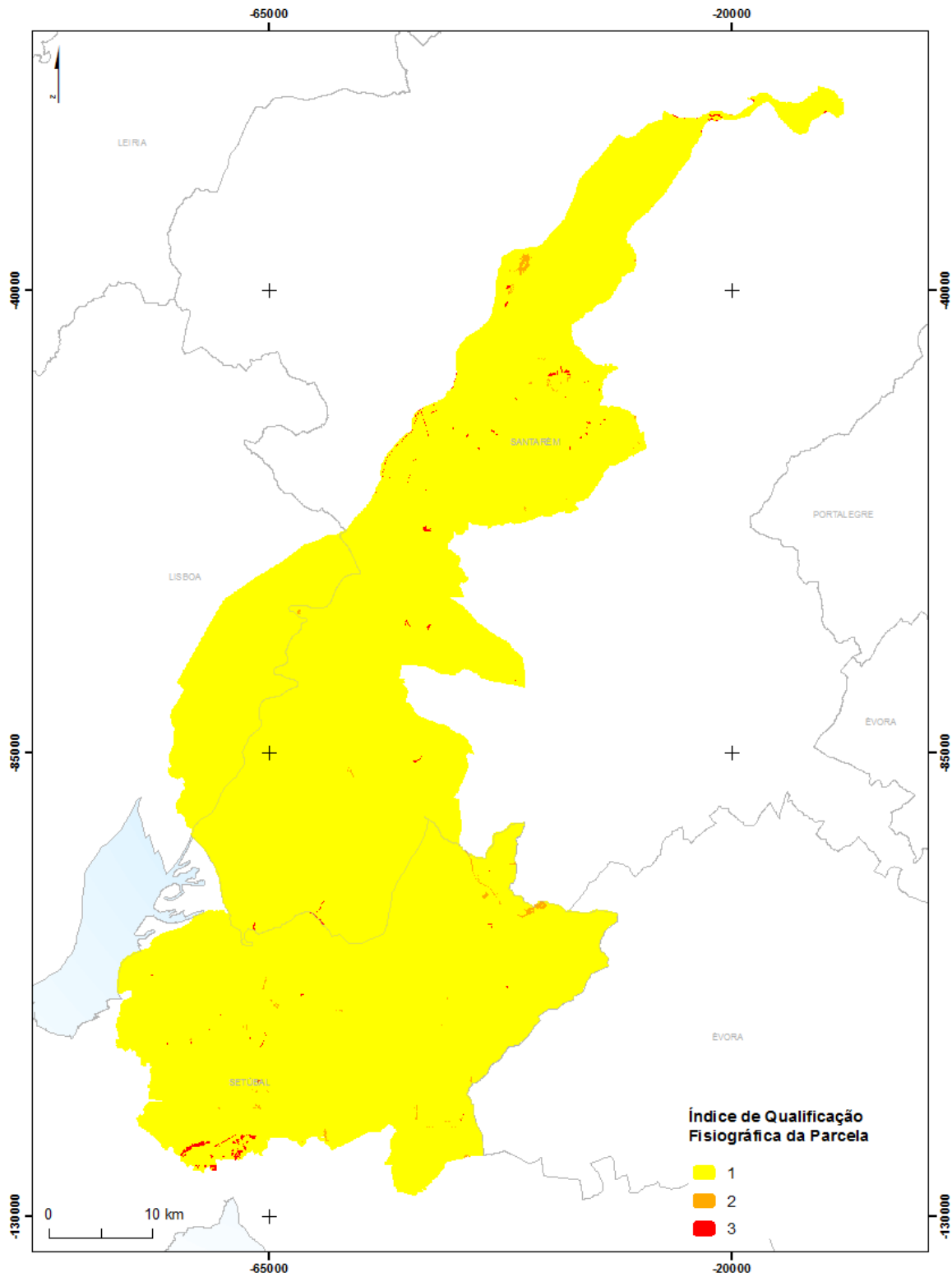


Figura 4.4- IQFP na área de estudo

A partir da observação da figura a maior parte da área encontra-se no índice 1 de qualificação fisiográfica e são identificados apenas alguns locais com o índice mais elevado de 2 e 3. De acordo com as limitações às culturas e às práticas agrícolas referidas na Portaria

no índice 1 não existem restrições, nos índices 2 e 3 não são permitidas as práticas de floricultura e culturas hortícolas ao ar livre durante o período de outono e inverno.

4.2. Metodologia

O principal objetivo da presente dissertação é avaliar a vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação da água subterrânea por nitratos provenientes de atividades agrícolas na zona vulnerável a nitratos do Tejo. Como tal, para a concretização do mesmo foi realizada uma avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos através de modelos subjetivos indexados e a modelação de poluentes agrícolas (nitratos) em águas subterrâneas através de modelos baseados em processos.

Os modelos subjetivos indexados (cf. 3.1) combinam fatores de controlo do movimento de poluentes desde a superfície até ao subsolo resultando em diferentes índices de vulnerabilidade ao longo da área de estudo. Os modelos de simulação baseados em processos na temática das águas subterrâneas são habitualmente utilizados de duas formas diferentes: para determinar a vulnerabilidade intrínseca de um aquífero ou para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos relativamente aos contaminantes em estudo. Para a determinação da vulnerabilidade intrínseca de um aquífero os modelos utilizados focam-se sobre as fontes poluentes e sobre o movimento da água e/ou do contaminante, desta forma este tipo de modelos representam apenas alguns processos importantes da vulnerabilidade.

Tanto os modelos subjetivos indexados como os modelos baseados em processos assumem uma estrutura de dados matriciais como modelos de carácter preditivo que são. Desta forma todos os dados introduzidos nos modelos foram convertidos para estrutura matricial.

Para o cálculo da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos foram utilizados dois modelos subjetivos indexados, o método DRASTIC e o método SI (IS – índice de suscetibilidade).

A escolha pelo modelo DRASTIC desenvolvido por Aller *et al.* (1987) deve-se ao facto de ser um dos mais utilizados para estimar a vulnerabilidade específica dos aquíferos.

Para a concretização deste modelo, que tem por base a soma ponderada de sete índices parcelares foi necessário tratar dados geográficos relativos à geologia, carta de solos, modelo digital de elevação processado a partir de pontos cotados e curvas de nível, pontos de monitorização da precipitação e pontos de monitorização do nível freático.

A partir dos dados da geologia foram obtidas as variáveis para o cálculo do índice parcelar I (impacto da zona não saturada do solo), para o índice parcelar A (material do aquífero) e para o índice parcelar C (condutividade hidráulica). A carta dos solos permitiu a classificação dos mesmos em texturas e conseqüentemente foi obtida a variável que deu origem ao índice parcelar S.

O modelo digital de elevação processado a partir de pontos cotados e curvas de nível permitiu o cálculo do declive (%) cuja reclassificação deu origem ao índice parcelar T (topografia). Os pontos de monitorização de precipitação (mm/ano) permitiram calcular a recarga de aquíferos tendo em conta a sua relação com variáveis que a influenciam (altitude, latitude e distância à linha de costa) que por sua vez foi classificada para dar origem ao índice parcelar R (recarga de aquíferos). Por sua vez os pontos de monitorização com os valores relativos ao nível freático (m) foram interpolados pelo método de interpolação *spline* para a obtenção do índice parcelar D (profundidade do topo do aquífero).

O segundo modelo de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos, calculado foi o SI ou IS – índice de suscetibilidade. Tal como o método DRASTIC a vulnerabilidade à contaminação específica de aquíferos resulta da soma ponderada de cinco parâmetros. À exceção da variável relativa ao uso do solo todos os outros parâmetros exigidos e utilizados pelo modelo já tinham sido calculados previamente apenas tiveram de ser multiplicados por 10 para que as classes resultantes fossem as referidas pelo autor. Quanto à variável LU, apenas foi necessário reclassificar a carta do uso do solo segundo o índice que o autor providencia para a mesma.

Posteriormente, uma vez que todas as variáveis já tinham sido calculadas, foi aplicada a metodologia utilizada em Portugal no âmbito da legislação em vigor respeitante à Reserva Ecológica Nacional (REN), referente à tipologia 'áreas estratégicas de proteção e recarga de aquíferos'. Esta metodologia utiliza índices entre 10-100 tal como a anterior, mas exclui o parâmetro LU e utiliza na sua soma ponderada, valores diferentes.

Para modelar os poluentes agrícolas em águas subterrâneas foi utilizado um modelo baseado em processos. A caixa ferramenta – *Groundwater*, utilizada para a concretização do segundo objetivo da dissertação tem como base a Lei de Darcy. Esta permite o cálculo do fluxo de águas subterrâneas bem como a modelação do transporte de contaminantes e a sua dispersão. Para a utilização da mesma são pedidas como variáveis de entrada o nível freático, a porosidade, a espessura do solo e a transmissividade.

Para a introdução destas variáveis foi necessário: a classificação da geologia segundo a bibliografia consultada, o cálculo da espessura do solo e o cálculo da transmissividade;

relativamente ao nível freático foi utilizada a variável calculada previamente para os modelos subjetivos indexados.

A variável relativa à espessura do solo (*thickness*) foi obtida através da metodologia desenvolvida por Catani *et al.* (2010) denominada de sGIST (*simplified Geomorphological Index Soil Thickness*) que permite calcular a espessura do solo a partir da multiplicação das variáveis relativas à profundidade do solo, perfil da curvatura, posição catenária e declives. O perfil da curvatura e declives são provenientes do MDT bem como a posição catenária, no entanto esta é calculada por uma ferramenta externa adicional que calcula o TPI (*Topographic Position Index*) denominada de *Topographic Toolbox* proveniente de um centro de estudos da Universidade do Nevada (*Great Basin Landscape Ecology Lab*). Este índice mede a posição topográfica relativa do ponto central como a diferença entre a elevação desse ponto central (z_0) e a altitude média (\bar{z}) na sua vizinhança, dentro de um raio predeterminado (R) (Gallant e Wilson, 2000; Weiss, 2001).

Para a variável relativa à profundidade do solo, a mesma foi retirada através do sítio SoilGrids.Org. A profundidade do solo retirada estava em cm e com uma célula de 250 metros, como tal procedeu-se a transformação dos dados matriciais (*raster*) para pontos procedendo a interpolação dos dados e posterior conversão para metros.

A caixa de ferramenta *Groundwater* modela o fluxo das águas subterrâneas através de dois ficheiros matriciais, um relativo à direção do fluxo e outro relativo à magnitude do fluxo. Traça o percurso dos poluentes a partir de um algoritmo de rastreamento de partículas que utiliza um preditor-corretor que indica o local futuro de uma partícula com base no campo de velocidade local a partir da interpolação do centróide das células mais próximas. E calcula a dispersão hidrodinâmica de um ponto inicial de um componente e como este é manipulado pela advecção durante o percurso do fluxo.

Para a concretização do segundo objetivo da dissertação foi também realizado um modelo dinâmico de dispersão. O tratamento detalhado das variáveis está identificado no subcapítulo seguinte. A aplicação e análise de resultados referentes à criação de mapas de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos tendo por base a utilização de modelos subjetivos indexados está disponível no capítulo 5; por sua vez a modelação de poluentes agrícolas em águas subterrâneas com base em modelos baseados em processos e a respetiva aplicação e análise de resultados está descrita no capítulo 6. O esquema metodológico da figura 4.5 representa de forma simplificada os processos efetuados para a concretização dos objetivos da dissertação.

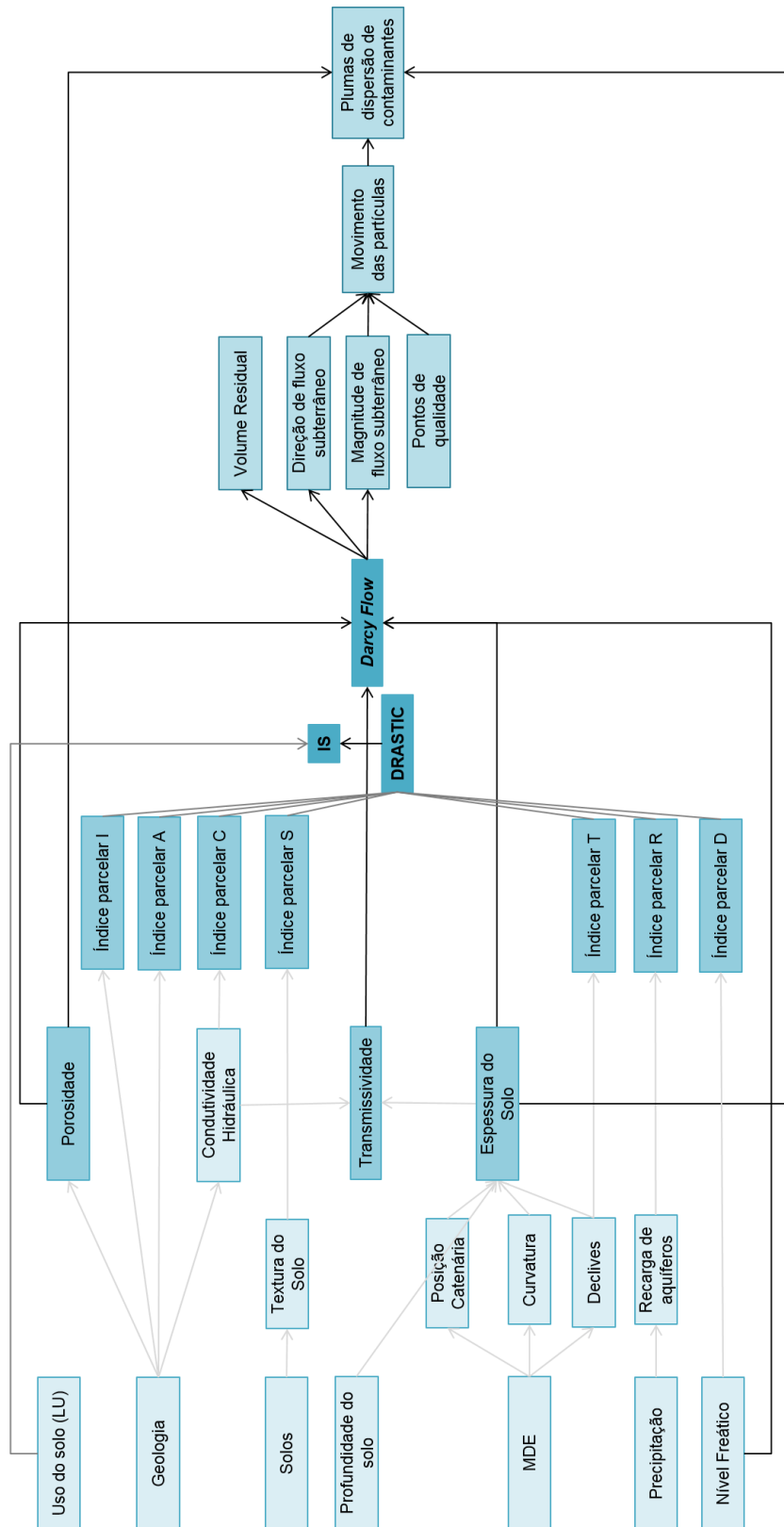


Figura 4.5 - Esquema metodológico

4.3. Tratamento de dados

4.3.1. Modelo digital de elevação e variáveis derivadas

Por modelo digital de elevação (MDE) é designado qualquer conjunto de dados em suporte numérico, numa determinada área, que permita associar a qualquer ponto sobre um plano cartográfico um valor correspondente à sua altitude. O modelo digital de elevação foi gerado através da informação dos pontos cotados e curvas de nível provenientes do Instituto Geográfico Português (IGP). O modelo de interpolação utilizado para a construção do modelo foi a Rede Irregular de Triângulos (RIT ou TIN do inglês *Triangular Irregular Network*).

O MDE (Figura 4.7) depois de convertido em estrutura matricial permitiu a criação de variáveis utilizadas para a construção do modelo como é o caso dos declives, perfil de curvatura e posição catenária.

Um dos principais usos do modelo digital de elevação está relacionado com a criação de declives. Um declive é um vetor com direção e ângulo normalmente calculado com recurso a um algoritmo que o gera a partir do vetor normal. O declive num ponto define-se como o ângulo existente entre o vetor gradiente num ponto \vec{P} e o seu eixo vertical Z .

O declive gerado pode ser visualizado de forma que o seu actual valor é disponibilizado para cada ponto da matriz. Contudo os mapas de orientações ou de declives são normalmente apresentados em áreas generalizadas que representam não um valor mas uma tendência comum (organização em classes). Estas representações têm a vantagem de serem de mais fácil interpretação, embora não sejam tão precisas como o estrutura matricial original (valores contínuos).

O perfil da curvatura é outra variável derivada pelo modelo digital de terreno, nestes mapas a curvatura de um ponto h pode ser definido como a taxa de mudança do declive e depende das derivadas de segundo grau de altitude, ou seja, das mudanças de declive a meio ponto. O perfil da curvatura (Figura 4.6) é paralelo ao declive e indica a direção do declive máximo e afeta a aceleração e desaceleração do fluxo através da superfície e influencia a erosão do solo e deposição de sedimentos.

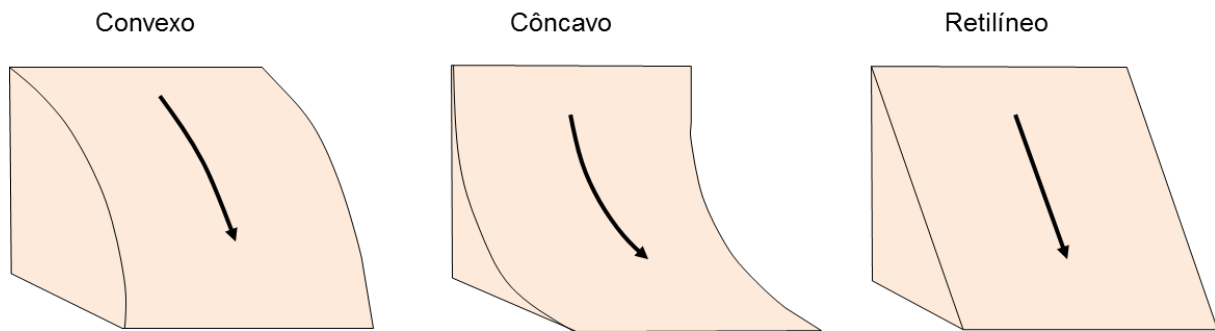


Figura 4.6 - Perfil da curvatura

O perfil da curvatura foi calculado a partir do modelo digital de elevação através da caixa de ferramentas *Spatial Analyst Tools* que permite calcular a curvatura de uma superfície e cujo o resultado indica o perfil transversal da vertente. Os valores positivos superiores a 1 indicam que o perfil é côncavo, valores negativos inferiores a -1 indicam um perfil convexo e se o valor for de zero indicam que o perfil é retilíneo. Num perfil convexo o fluxo é desacelerado e a espessura do solo é superior, num perfil côncavo o fluxo é acelerado e a espessura do solo é menor, num perfil retilíneo a superfície é linear.

Para a integração no cálculo da espessura do solo a variável foi reclassificada entre 0 e 1 através de uma normalização linear dos valores, sendo os perfis convexos aqueles que contêm maior espessura do solo.

Os mapas derivados do MDE declives (Figura 4.8) e perfil transversal das vertentes através da curvatura (Figura 4.9) foram criados através da extensão *Spatial analyst tools*. O mapa de declives foi utilizado para a elaboração do método DRASTIC e Índice de Suscetibilidade. Os mapas de declives, curvatura e posição catenária foram utilizados para o cálculo da espessura do solo que será explicada posteriormente.

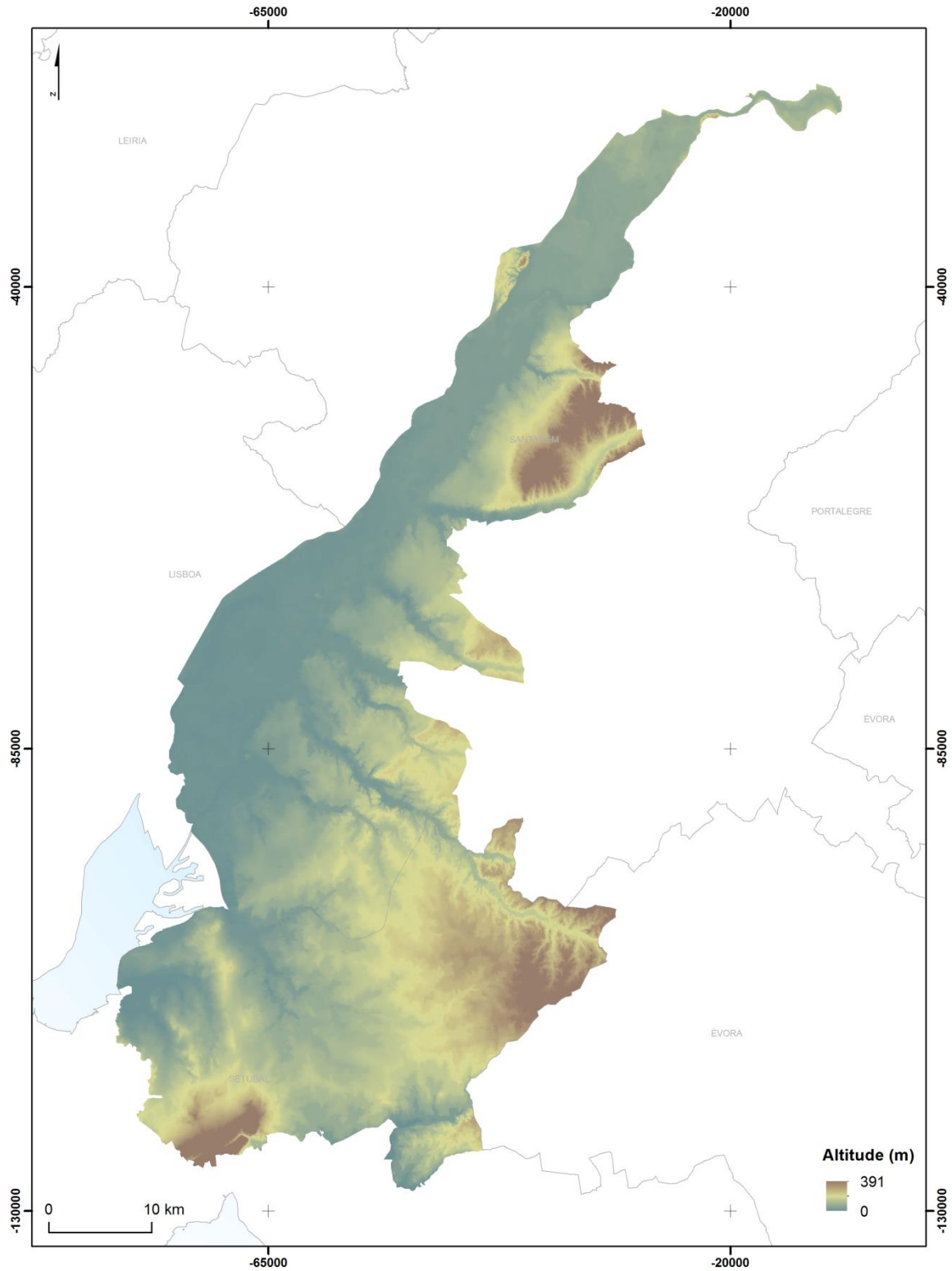


Figura 4.7 - Modelo Digital de Elevação (MDE) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

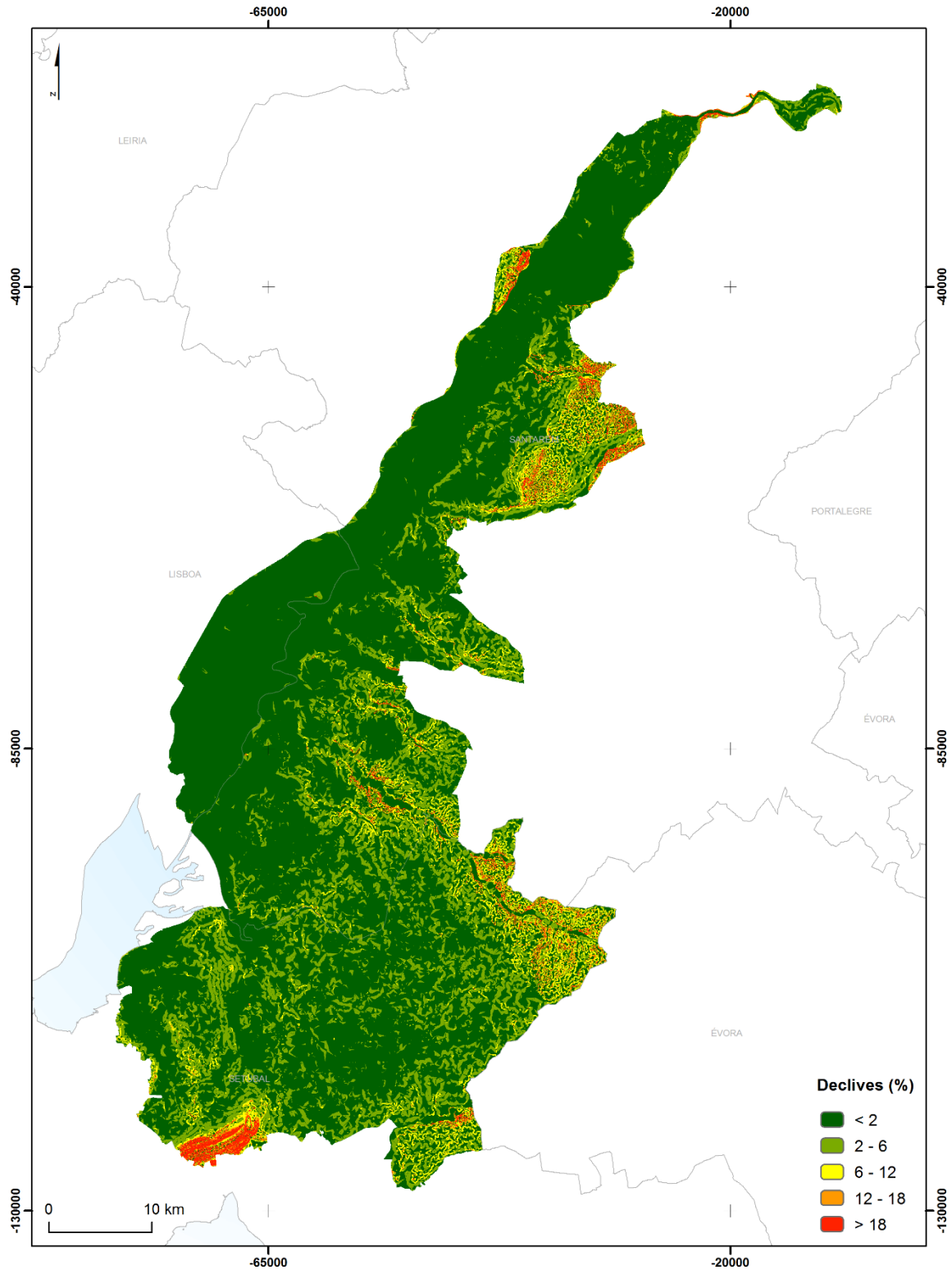


Figura 4.8 - Declives (%) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

O mapa de declives foi classificado em 5 classes tendo em conta a sua integração no método DRASTIC.

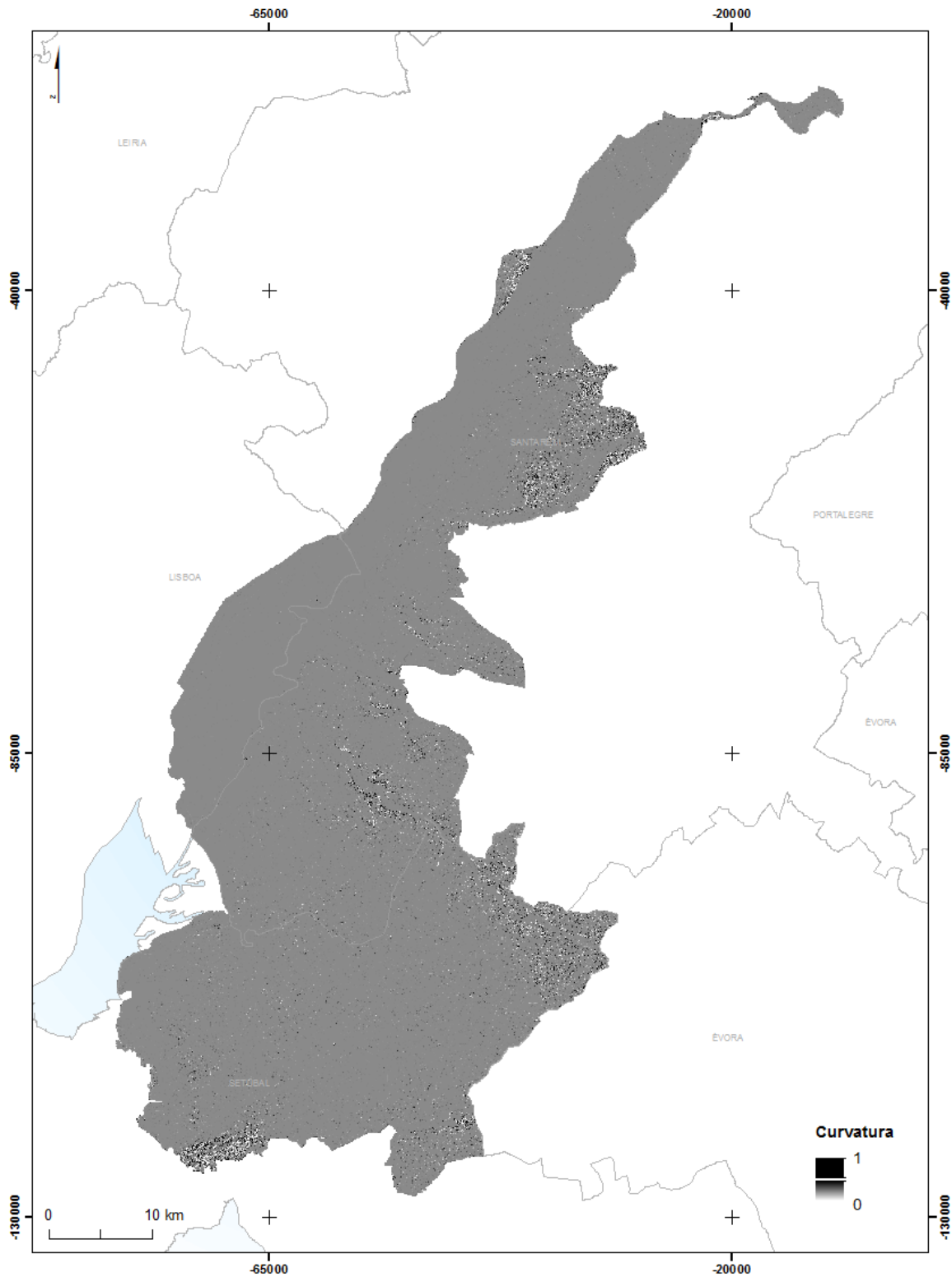


Figura 4.9 - Perfil transversal das vertentes na zona vulnerável a nitratos do Tejo

Para criação do mapa relativo à posição catenária (Figura 4.10) foi utilizada uma ferramenta externa que calcula o TPI (*Topographic Position Index*) denominada de

Topographic Toolbox proveniente de um centro de estudos da Universidade do Nevada (*Great Basin Landscape Ecology Lab*).

Seguindo o trabalho de Guisan *et al.* (1999), Weiss (2001) apresentou uma aplicação SIG para a classificação semiautomática das formas do terreno; o chamado índice de posição topográfica (*topographic position index* [TPI]) ou diferença para a elevação média (*difference from mean elevation* [DIFF]) conforme definido por Gallant e Wilson (2000). O TPI é apenas um de uma vasta gama de propriedades morfométricas calculadas com base em vizinhanças, que podem ser úteis em análises topográficas e em Modelos Digitais de Elevação (MDE) (cf. Gallant e Wilson, 2000).

Este índice mede a posição topográfica relativa do ponto central como a diferença entre a elevação desse ponto central (z_0) e a altitude média (\bar{z}) na sua vizinhança, dentro de um raio predeterminado (R) (Gallant e Wilson, 2000; Weiss, 2001):

$$TPI = z_0 - \bar{z} \quad (4.1)$$

$$\bar{z} = \frac{1}{\eta_R} \sum_{i \in R} z_i \quad (4.2)$$

Valores positivos de TPI indicam que o ponto central está localizado acima da média dos seus vizinhos, enquanto valores negativos indicam uma posição inferior à média. A amplitude do TPI depende não só das diferenças de elevação, mas também do R (e.g. Grohmann e Riccomini, 2009). Valores altos de R revelaram fundamentalmente unidades principais da paisagem, enquanto valores mais baixos realçam características menores, tais como pequenos vales e cumes.

Desde a sua implementação numa extensão ESRI ArcView 3.x por Jenness (2006), o TPI tem sido aplicado intensivamente no campo da geomorfologia (Tagil e Jenness, 2008; Liu *et al.*, 2009; McGarigal *et al.*, 2009); Geologia (Mora-Vallejo *et al.*, 2008; Deumlich *et al.*, 2010; Illés *et al.*, 2011); hidrologia (Lesschen *et al.*, 2007; Francés e Lubczynski, 2011; Liu *et al.*, 2011) e Ciências agrárias (Pracilio *et al.*, 2006).

Tal como a variável relativa à curvatura, a posição catenária foi reclassificada entre 0 e 1 para a integração no cálculo da espessura do solo.

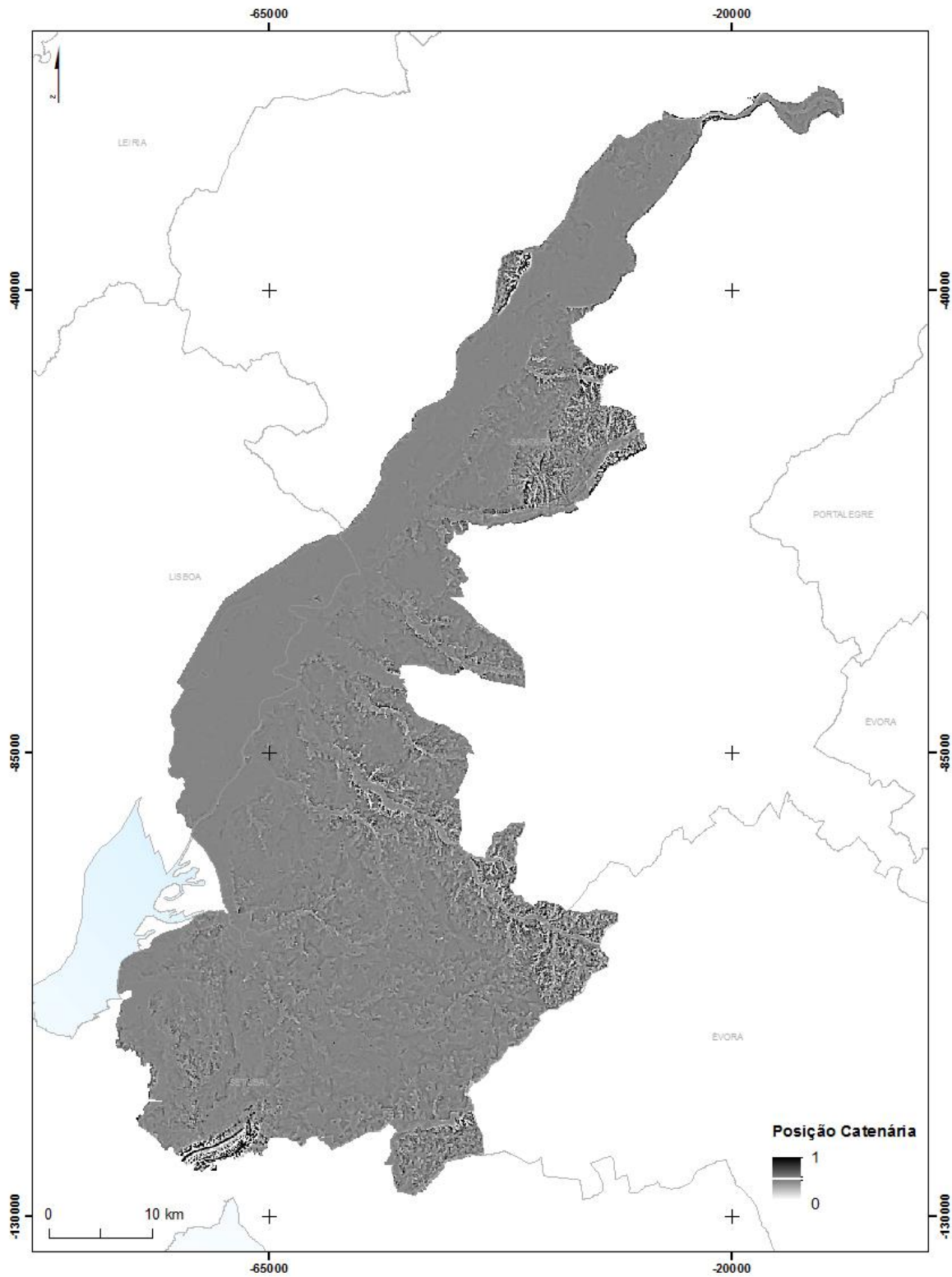


Figura 4.10 - Posição catenária na zona vulnerável a nitratos do Tejo

4.3.2. Geologia e variáveis derivadas

De forma a obter as variáveis a integrar nos modelos provenientes da geologia foi necessário vetorizar as cartas geológicas 1:50 000 da área de estudo e atribuir a cada polígono a sua classe litológica obtidas através da legenda e respetivas notícias explicativas.

As variáveis criadas a partir da geologia foram a condutividade hidráulica para o índice parcelar C e cálculo da transmissividade e também os índices parcelares A (material do aquífero) e I (impacto da zona vadosa) a integrar no método DRASTIC. Para além destes foi também criada a variável correspondente à porosidade para integrar o modelo *Darcy Flow*.

Para o cálculo da condutividade hidráulica, foram utilizados os valores de ensaios de quantificação com valores médios de K apresentados por Almeida *et al.* (2000) para os materiais geológicos relativos aos aluviões e depósitos de terraço, para os restantes foi utilizado o ábaco da Figura 4.11 de Freeze e Cherry (1979) que relaciona a litologia com a condutividade hidráulica.

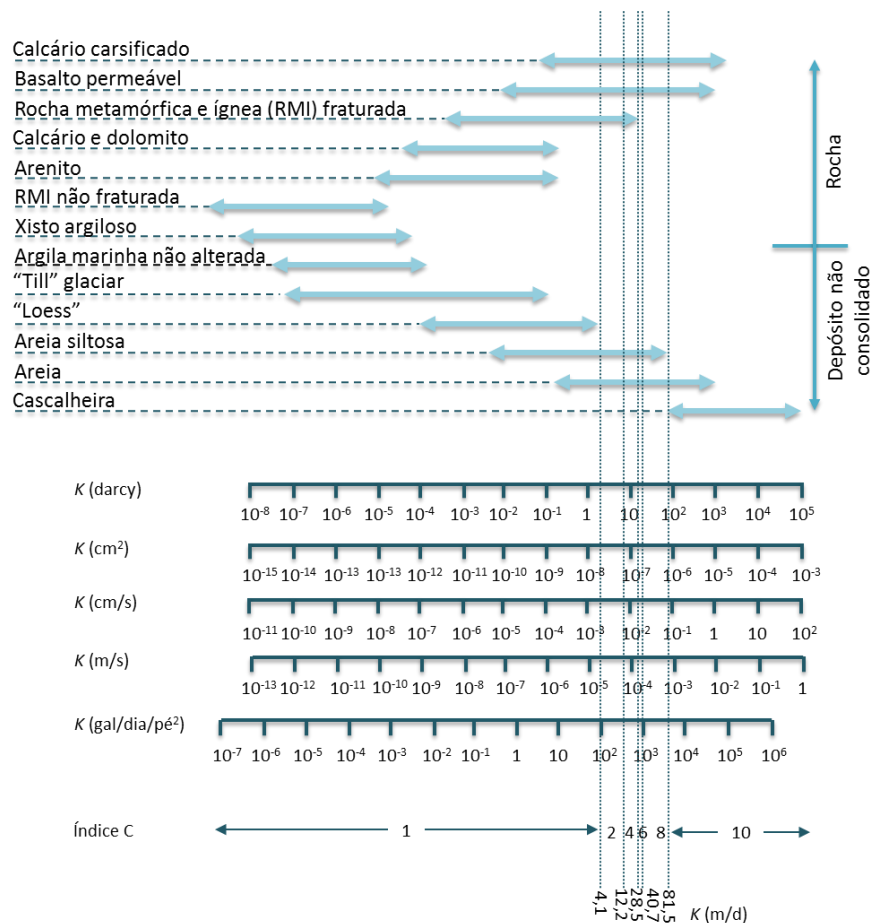


Figura 4.11 - Ábaco que relaciona o material litológico com a condutividade hidráulica (Freeze e Cherry, 1979)

A condutividade hidráulica expressa no mapa da Figura 4.12 encontra-se em m/s uma vez que o mapa de transmissividade que a ferramenta *Darcy Flow* solicita é em m²/s, para a introdução no índice parcelar C do método DRASTIC os valores foram convertidos em m/d para a introdução do índice parcelar corretamente. Os valores atribuídos a cada classe de litologia estão indicados no Quadro 4.3.

Quadro 4.3 - Valores de condutividade hidráulica atribuídos às diferentes litologias

Litologia	Condutividade Hidráulica (m/s)	Condutividade Hidráulica (m/d)
Aluviões	0,00162037	140
Depósitos de Terraços	0,0015740	136
Areias	0,010222222	883,2
Areias e argilas	0,0009	77,76
Areias, arenitos e argilas	0,0002	17,28
Areias, grés, argilas e calcários	0,0002	17,28
Arenitos	0,000018	1,5552
Arenitos e Conglomerados	0,000006	0,5184
Argilas, grés, conglomerados e calcários	4,7 ⁻⁰⁹	0,000406
Argilitos e Conglomerados	0,000006	0,5184
Argilitos e Margas	0,0002	17,28
Calcários	0,00003	2,592
Conglomerados	0,12	10368
Dolomitos	0,000006	0,5184
Grés e Argilas	0,000024	2,0736
Grés e Calcários	0,000006	0,5184
Grés e Cascalheiras	0,000006	0,5184
Grés e conglomerados	0,000006	0,5184
Granitos	0,0003	25,92
Margas	0,000006	0,5184
Rochas fraturadas e fissuradas (ígneas e metamórficas)	0,0006	51,84

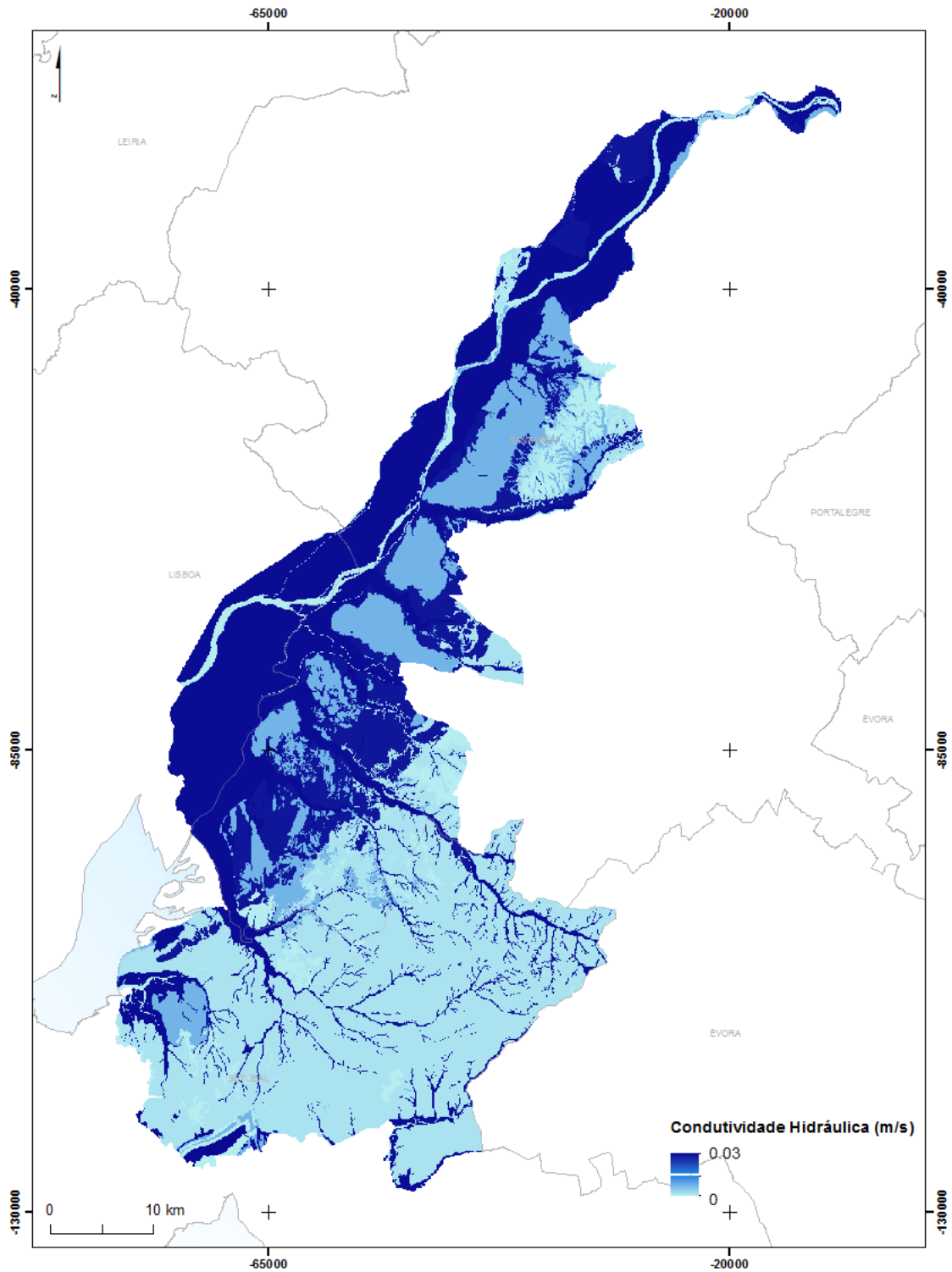


Figura 4.12 - Condutividade Hidráulica (m/s) para a zona vulnerável a nitratos do Tejo

Relativamente à porosidade foram utilizados os valores indicados no Quadro 4.4 que têm como base os valores de porosidade dos meios geológicos de Marsily (1986). Os resultados obtidos podem ser observados no mapa da Figura 4.13.

Quadro 4.4 - Valores de porosidade total atribuídos à Litologia

Litologia	Porosidade Total
Aluviões	0,5
Depósitos de terraço	0,4
Areias	0,48
Arenitos	0,38
Argilas	0,53
Dolomitos	0,125
Calcários e calcários margosos	0,125
Conglomerados	0,53
Rochas fraturadas e fissuradas (ígneas e metamórficas)	0,018
Planos de água	0

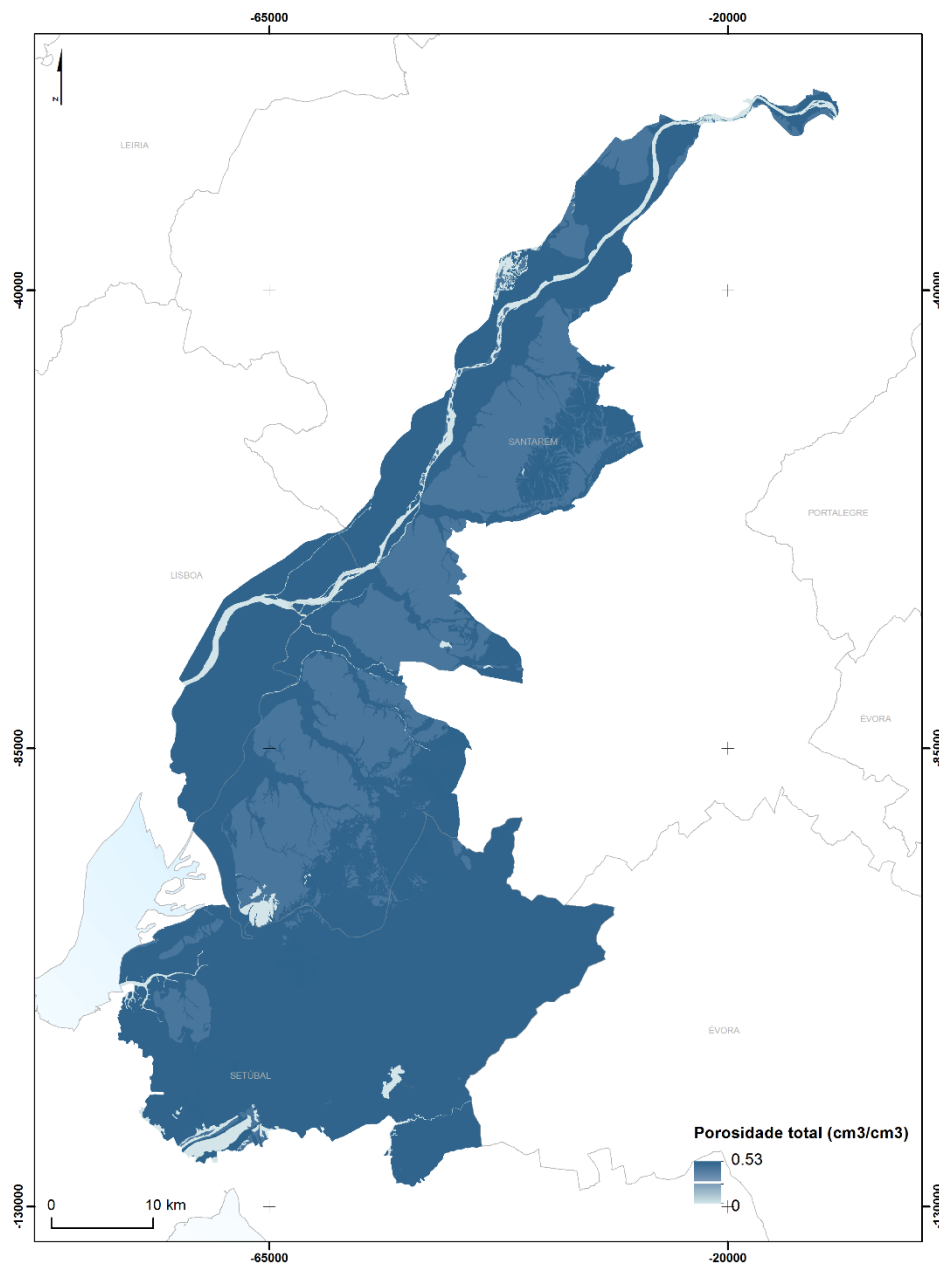


Figura 4.13 - Porosidade total (cm³/cm³) dos meios geológicos

4.3.3. Textura do solo

O solo é composto por quatro componentes básicos: matéria orgânica e inorgânica, água e ar. A textura do solo traduz a composição da matéria inorgânica e interfere no comportamento do solo e na capacidade de retenção de água, nutrientes, drenagem e lixiviação (Stott e Metternicht, 2003).

O solo é constituído por partículas minerais de diferentes tamanhos e corresponde a uma mistura entre areia, limo e argila. A percentagem de cada uma destas frações (areia, limo e argila) corresponde à sua textura e embora a melhor forma de analisar a textura dos solos seja através de análises em laboratório é possível utilizar o diagrama triangular de textura do solo (Figura 4.14) para determinar a classe de textura do mesmo.

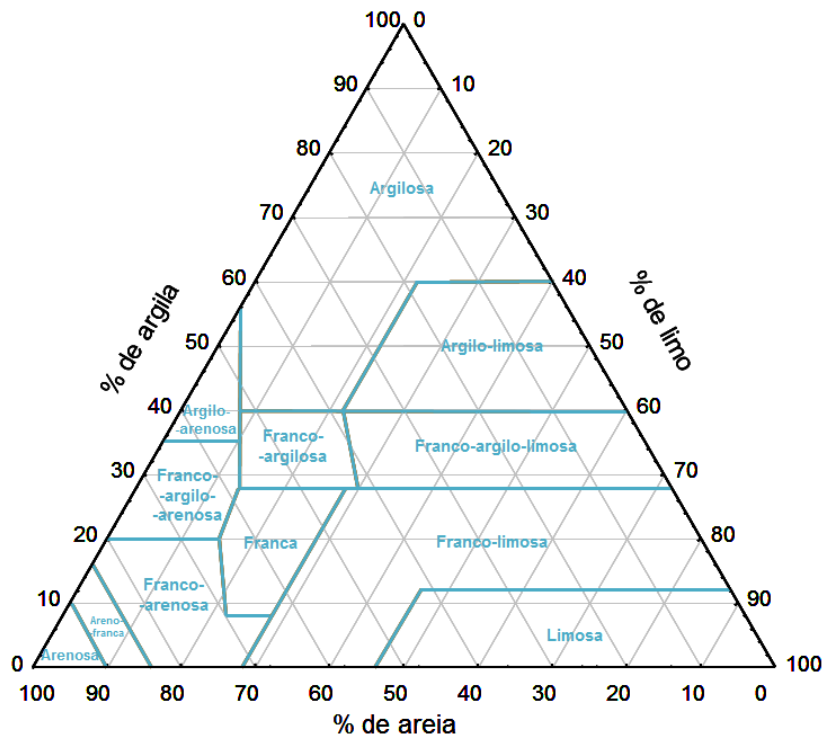


Figura 4.14 – Diagrama triangular de textura do solo, aplicado ao solo com várias frações

Neste diagrama triangular cada ponto corresponde a uma percentagem de areia, argila e limo no qual a textura do solo será uma das doze classes indicadas no Quadro 4.5. De acordo com as classes de textura do solo, aqueles que têm uma textura mais grosseira são compostos maioritariamente por areias e os de textura fina são compostos por argilas, solos cuja percentagem de areia, argila e limo são relativamente uniformes são os barros.

Quadro 4.5 - Textura do solo correspondente ao diagrama triangular de textura

Textura do solo	Classes no diagrama triangular de textura
Grosseira ou ligeira	Arenosa
	Areno-franca
	Franco-arenosa
Média	Franca
	Franco-limosa
	Franco-argilo-arenosa
Fina ou pesada	Franco-argilo-limosa
	Franco-argilosa
	Argilo-arenosa
	Argilo-limosa
	Argilosa
	Limosa

Solos mais grosseiros e com uma maior fração de areia têm uma menor capacidade de reter a água e os nutrientes, possuem uma elevada permeabilidade e erodibilidade, a exceção de locais muito húmidos com intensa lixiviação, aí a capacidade de retenção de água e nutrientes em solos húmidos é reduzida. Por sua vez os solos finos com maior fração de argila são muito pouco permeáveis, com elevada capacidade de retenção de água e nutrientes e pouco suscetíveis à erosão. Os solos com textura média são os que apresentam um equilíbrio relativo entre as três frações e normalmente apresentam boas drenagens, boa capacidade de retenção de água e nutrientes e a erosão do solo é média.

Na área de estudo, a textura do solo é uma das características mais importantes uma vez que o uso de fertilizantes é elevado por ser uma área com uma atividade agrícola generalizada, com uma grande percentagem de área ocupada por culturas temporárias de regadio e a textura do solo é um dos fatores que influencia a passagem dos poluentes agrícolas para os aquíferos, ou não.

A caracterização da textura do solo foi efetuada a partir da classificação da Carta de Solos da Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR) com base no estudo de Pimenta (1998) Diretrizes para a Aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG. O documento apresenta, para além dos valores de erodibilidade dos solos, a percentagem de areia, argila e limo de cada um deles. Devido à heterogeneidade das manchas de solo que por vezes continham mais do que um tipo de solo foi necessário classificar a média ponderada das frações de areia, argila e limo de cada mancha. Depois da classificação das frações para os solos presentes na área de estudo foram calculadas as suas texturas com o apoio do triângulo de texturas, resultando no mapa da Figura 4.15.

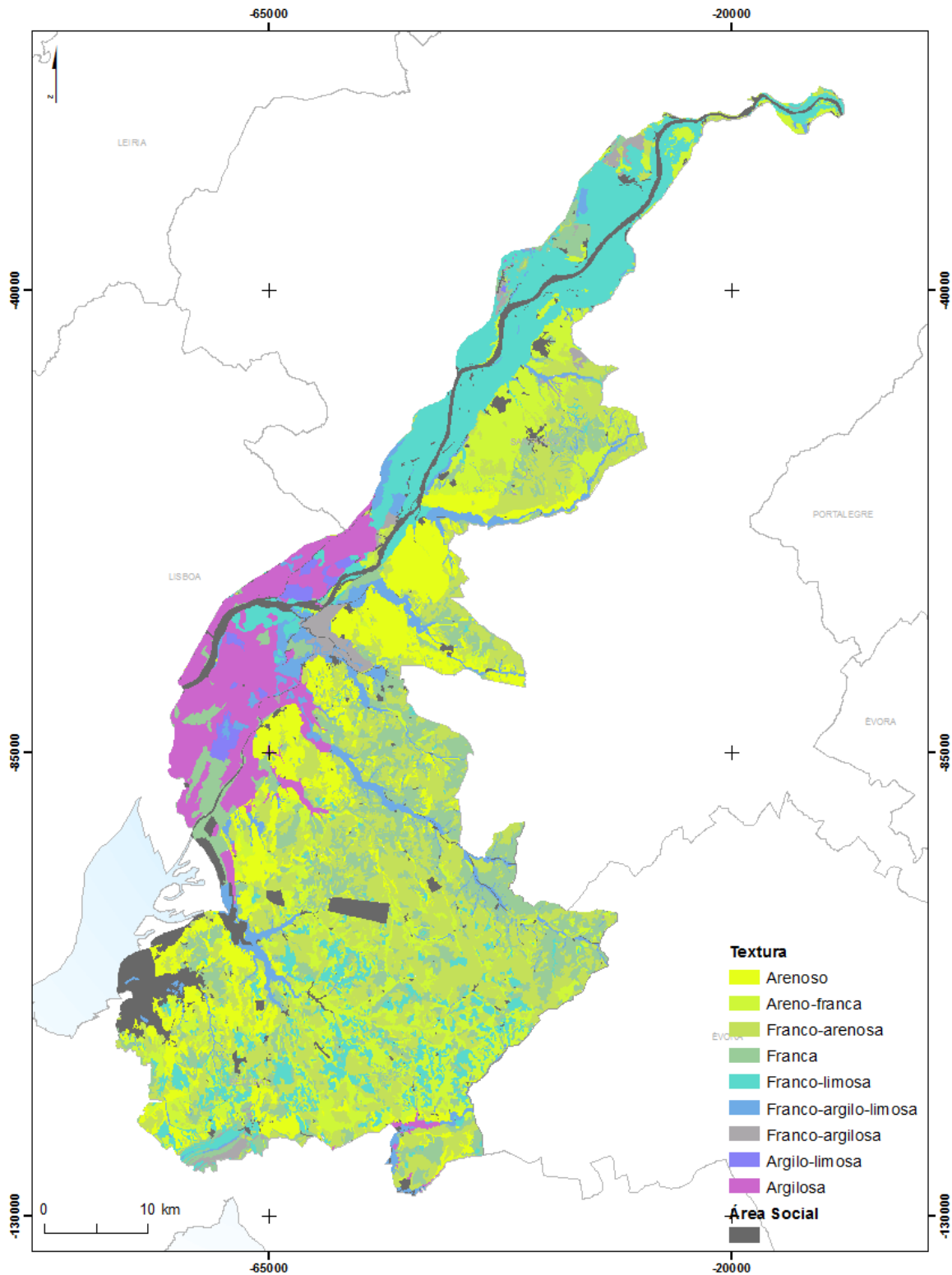


Figura 4.15 - Textura do solo na zona vulnerável a nitratos do Tejo

A partir da análise do mapa é possível observar que junto ao Rio Tejo a textura do solo é fina a média e a área mais a sul da área de estudo tem solos grosseiros. Com os resultados

extraídos que se podem observar no Quadro 4 os solos grosseiros ocupam a maior parte da área de estudo.

Quadro 4.6 - Total de área e a sua percentagem na área de estudo por classe de textura de solo

Textura	Área (Hectares)	Área (%)
Arenosa	28159,78	11,65
Areno-franca	31732,11	13,13
Franco-arenosa	57127,79	23,64
Franca	38285,43	15,84
Franco-limosa	36160,54	14,96
Franco-argilo-limosa	12121,36	5,02
Franco-argilosa	3423,51	1,42
Argilo-limosa	1799,09	0,74
Argilosa	17932,70	7,42

O mapa da textura do solo foi utilizado para o índice parcelar S (tipo de solo) introduzido no método DRASTIC e também para a criação de um mapa da porosidade total segundo os parâmetros de Rawls *et al.* (1982) indicados no Quadro 4.7.

Quadro 4.7 - Valores de porosidade total e efetiva para as classes de textura de solo segundo Rawls *et al.* (1982)

Textura do solo	Porosidade Total (ϕ) cm ³ /cm ³	Porosidade Efetiva (ϕ_e) cm ³ /cm ³
Arenoso	0,437 (0,374 – 0,500)	0,417 (0,354 – 0,480)
Areno-franco	0,437 (0,368 – 0,506)	0,401 (0,329 - 0,473)
Franco-arenoso	0,453 (0,351 – 0,555)	0,412 (0,283 – 0,541)
Franco	0,463 (0,351 – 0,551)	0,434 (0,334 – 0,534)
Franco-limoso	0,501 (0,420 – 0,582)	0,486 (0,394 – 0,578)
Franco-argilo-arenoso	0,398 (0,332 -0,464)	0,330 (0,235 – 0,425)
Franco-argiloso	0,464 (0,409 – 0,519)	0,390 (0,279 – 0,512)
Franco-argilo-limoso	0,471 (0,478 – 0,524)	0,432 (0,347 – 0,517)
Argilo-arenoso	0,430 (0,370 – 0,490)	0,321 (0,207 – 0,435)
Argilo-limoso	0,479 (0,425 – 0,533)	0,423 (0,334 – 0,512)
Argila	0,475 (0,475 – 0,523)	0,385 (0,269 – 0,501)

Os valores utilizados foram os valores médios relativos à porosidade total que resultaram no mapa da Figura 4.16.

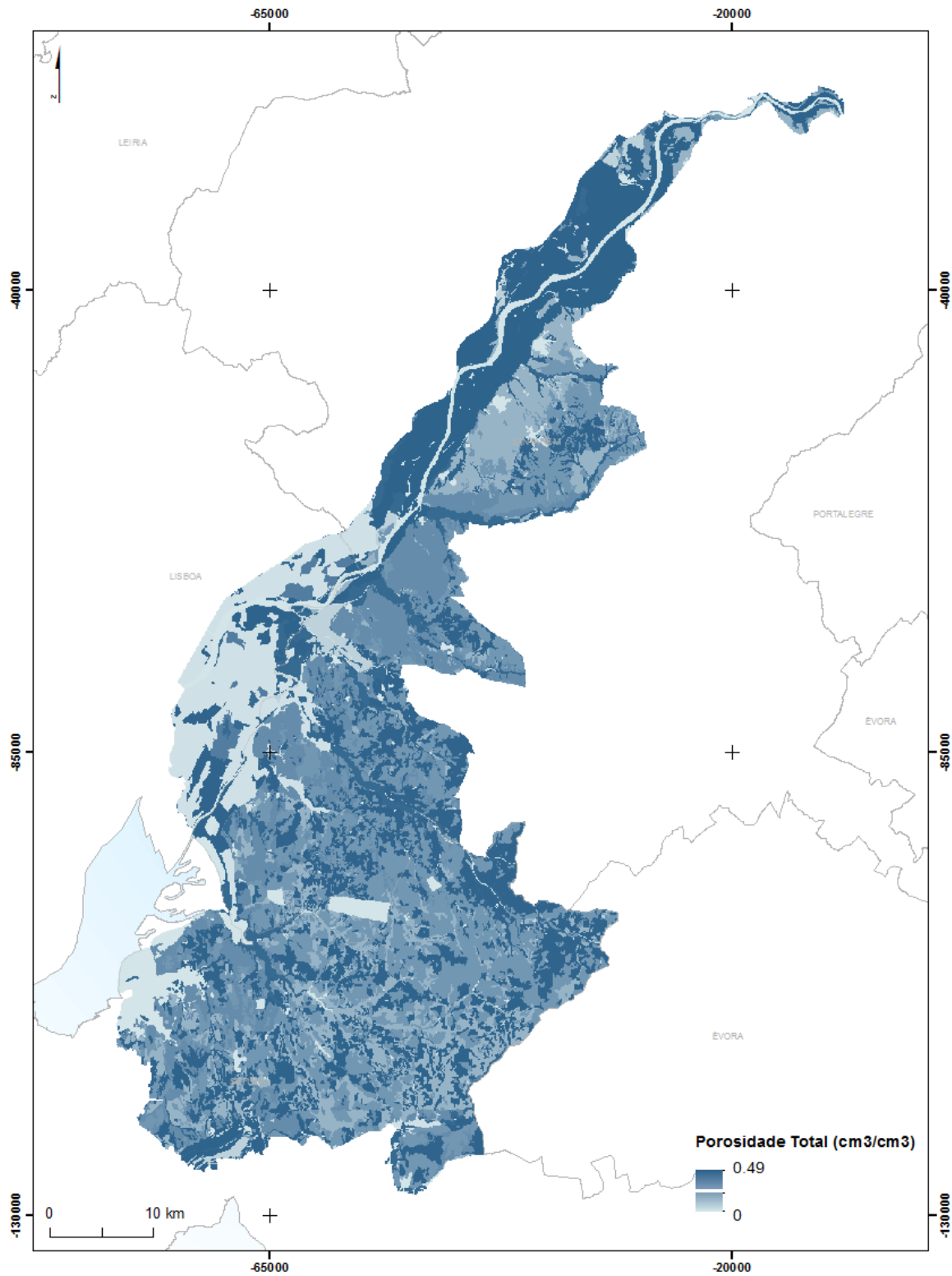


Figura 4.16 - Porosidade total (ϕ) em cm^3/cm^3 na zona vulnerável a nitratos do Tejo

4.3.4. Nível freático

Para a criação da variável do nível freático, foram retirados do SNIRH 105 pontos de água subterrânea, a sua maioria furos verticais de monitorização e alguns poços que servem para a medição do nível freático e piezométrico em metros. Dos pontos retirados com amostragem dos três sistemas aquíferos existentes na área de estudo foram escolhidos 36 pontos com dados de amostragem entre 2006 e 2013 (Figura 4.17).

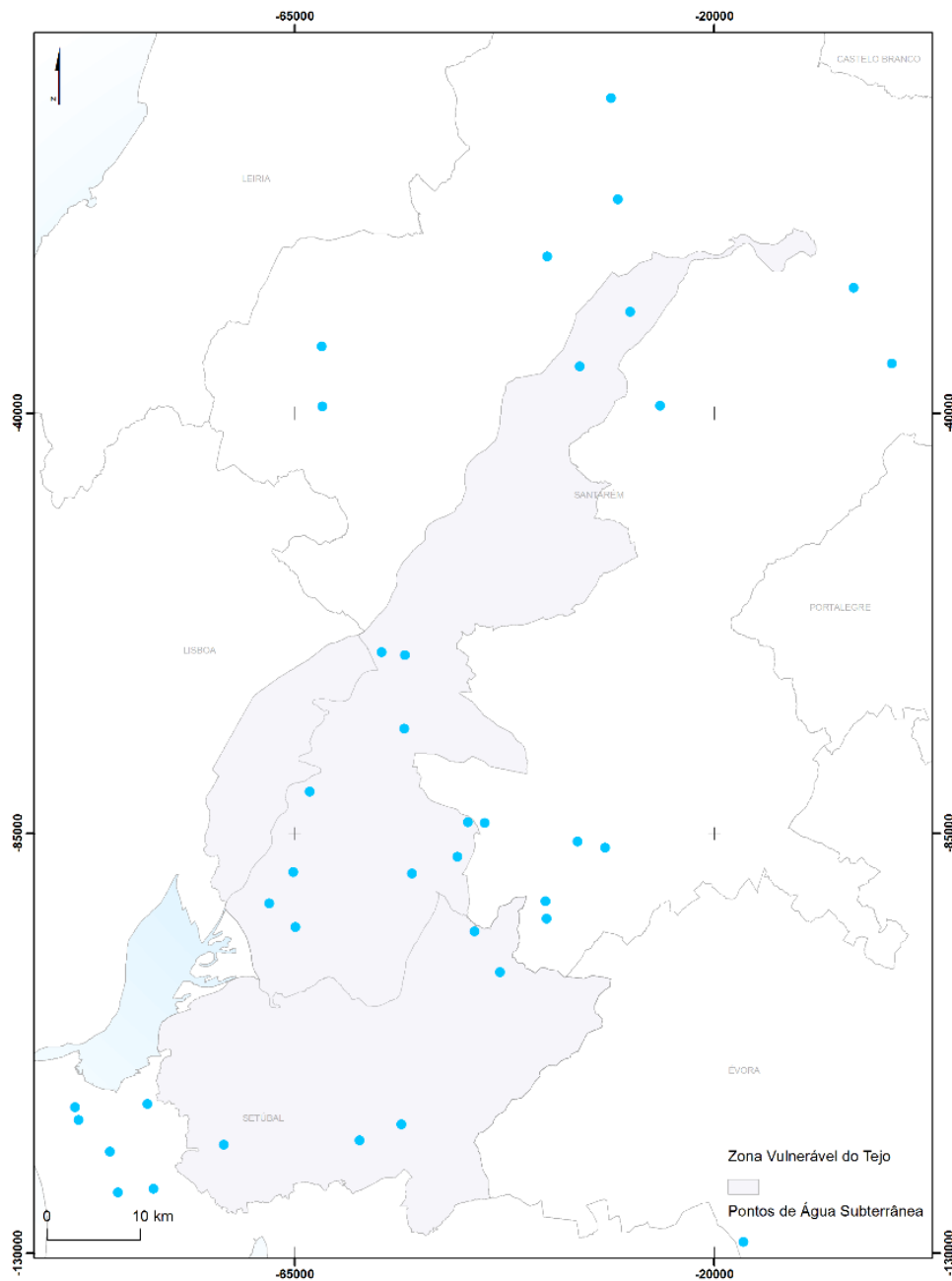


Figura 4.17 - Distribuição dos pontos de amostragem utilizados (Fonte: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos)

Segundo o léxico de termos hidrológicos (Hidrolex) do Laboratório Nacional de Energia e Geologia o nível piezométrico é o nível de água em repouso de um aquífero confinado ou semi-confinado quando se encontra em repouso hidrodinâmico, medidos por captações verticais. Neste tipo de aquíferos quando é realizado um furo o nível a que a água se encontra irá subir até estabilizar, este fenómeno acontece devido ao peso das camadas que sobrepõem o aquífero. Por sua vez o nível freático é o nível da água de um aquífero livre que coincide com o nível superior da zona de saturação.

Nos 36 pontos de monitorização das águas subterrâneas referidos anteriormente foram identificados os valores máximos e mínimo de cada ano, de 2006 a 2013, tanto para o nível piezométrico como para o nível freático, tendo sido os mesmos interpolados pelo método de interpolação *Spline*.

Tanto no nível piezométrico como no nível freático não foram observadas grandes alterações relativas ao nível de água. Os valores máximos do nível piezométrico na amostra de dados utilizada rondam entre 55 m (2009) e 56,7 m (2011) de profundidade, no que toca aos valores máximos de nível freático rondam entre 55,8 m (2006) e 56,7 m (2012) de profundidade. Relativamente aos valores mínimos estão entre 0,80 m (2011) e 1,87 m (2008) de profundidade para o nível piezométrico e para o nível freático entre 0,34 m (2011) e 0,66 m (2009) de profundidade. Os dados antes de interpolados foram tratados numa folha de cálculo Excel, onde foram eliminados os pontos com menor número de dados de amostra e se verificou que não existiam pontos duplicados para não afetar a criação da superfície.

O *spline* é um método de interpolação que estima os valores através de uma função matemática que minimiza a curvatura total da superfície resultando numa superfície mais lisa e ajusta essa mesma fórmula ao número de pontos de entrada. Este é um método utilizado para a criação de superfícies com variações ligeiras tais como a elevação, nível freático, poluição ou concentrações. Existem dois métodos de *Spline*: o regularizado (*regularized*) e o de tensão (*tension*), o primeiro cria uma superfície mais suave que muda gradualmente e utiliza valores que podem estar fora do intervalo de dados da amostra. Por sua vez o *Spline Tension* controla a rigidez da superfície de acordo com a natureza do fenómeno e embora crie uma superfície menos suave os valores são limitados pelo intervalo da amostra.

De forma a melhorar a superfície dos dados de saída é possível utilizar dois parâmetros adicionais: o peso e o número de pontos. No método *Spline Regularized* quanto maior for o peso mais suave será a superfície de saída, no caso do método *Spline Tension* quanto maiores forem os valores mais grosseira será a superfície de saída. Relativamente ao número

de pontos, quando utilizados em maior número as células são influenciadas por pontos mais distantes e cria uma superfície mais suave, o número de pontos influencia também o tempo de processamento de dados. A ferramenta *Spline* utiliza a seguinte equação para a interpolação da superfície:

$$S(x, y) = T(x, y) + \sum_{j=1}^N \lambda_j R(r_j) \quad (4.3)$$

Onde N é relativo ao número de pontos, λ_j são os coeficientes encontrados através da resolução de um sistema de equações lineares, R_j é a distância do ponto x, y ao ponto j^{th} e $T(x, y)$ e $R(r)$ esta relacionado com o método escolhido (*Regularized* ou *Tension*) e são utilizados de diferentes formas.

O método *Spline* utilizado para interpolar os dados referentes ao nível freático foi o *Tension* uma vez que era pretendido que os valores do mapa fossem o mais próximos possível do intervalo da amostra, o peso utilizado para o método foi 0.1 para criar uma superfície suave. Para que a superfície, tanto do nível freático como do nível piezométrico correspondessem aos valores exatos da amostra foram criados novos mapas a partir da ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS e utilizando condições em que às células com valores superiores ou inferiores ao valor máximo e mínimo verificados na amostra fossem atribuídos esses mesmos valores. As condições utilizadas foram as seguintes, para o nível freático e nível piezométrico respetivamente:

$$Con("nivelfre" > 55.74, 55.74, Com("nivelfre" < 1.01, 1.01, "nivelfre")) \quad (4.4)$$

$$Con("nivelpiez" > 97.69, 97.69, Com("nivelpiez" < 0.87, 0.87, "nivelpiez")) \quad (4.5)$$

As interpolações realizadas para os dados recolhidos para o nível freático e para o nível piezométrico estão representadas na Figura 4.18 e Figura 4.19. De acordo com Almeida *et al.* (2000b) o aquífero é mais profundo da região do Rio Tejo e Rio Sado e menos profundo na região das lezírias.

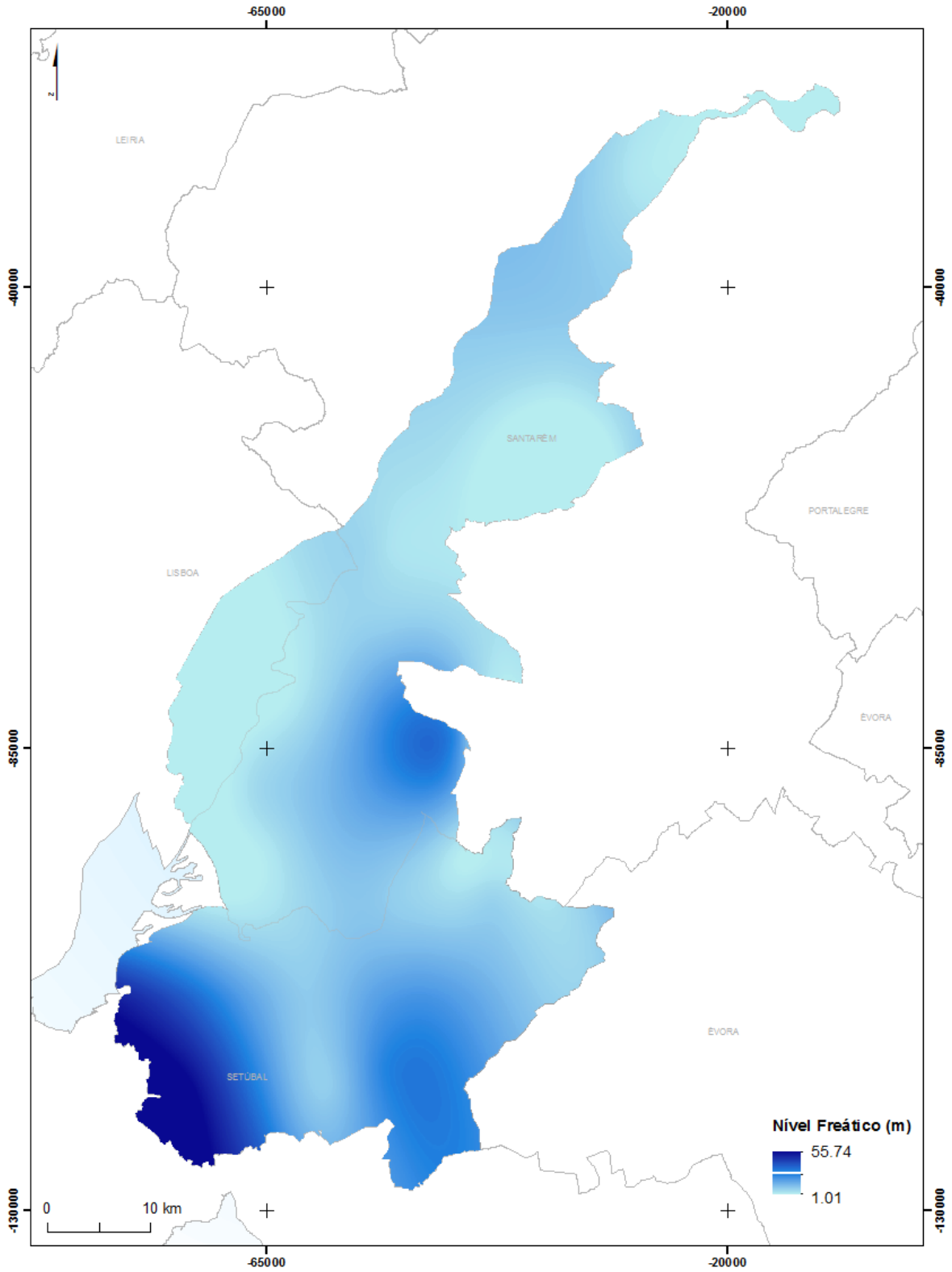


Figura 4.18 - Nível freático na zona vulnerável a nitratos do Tejo

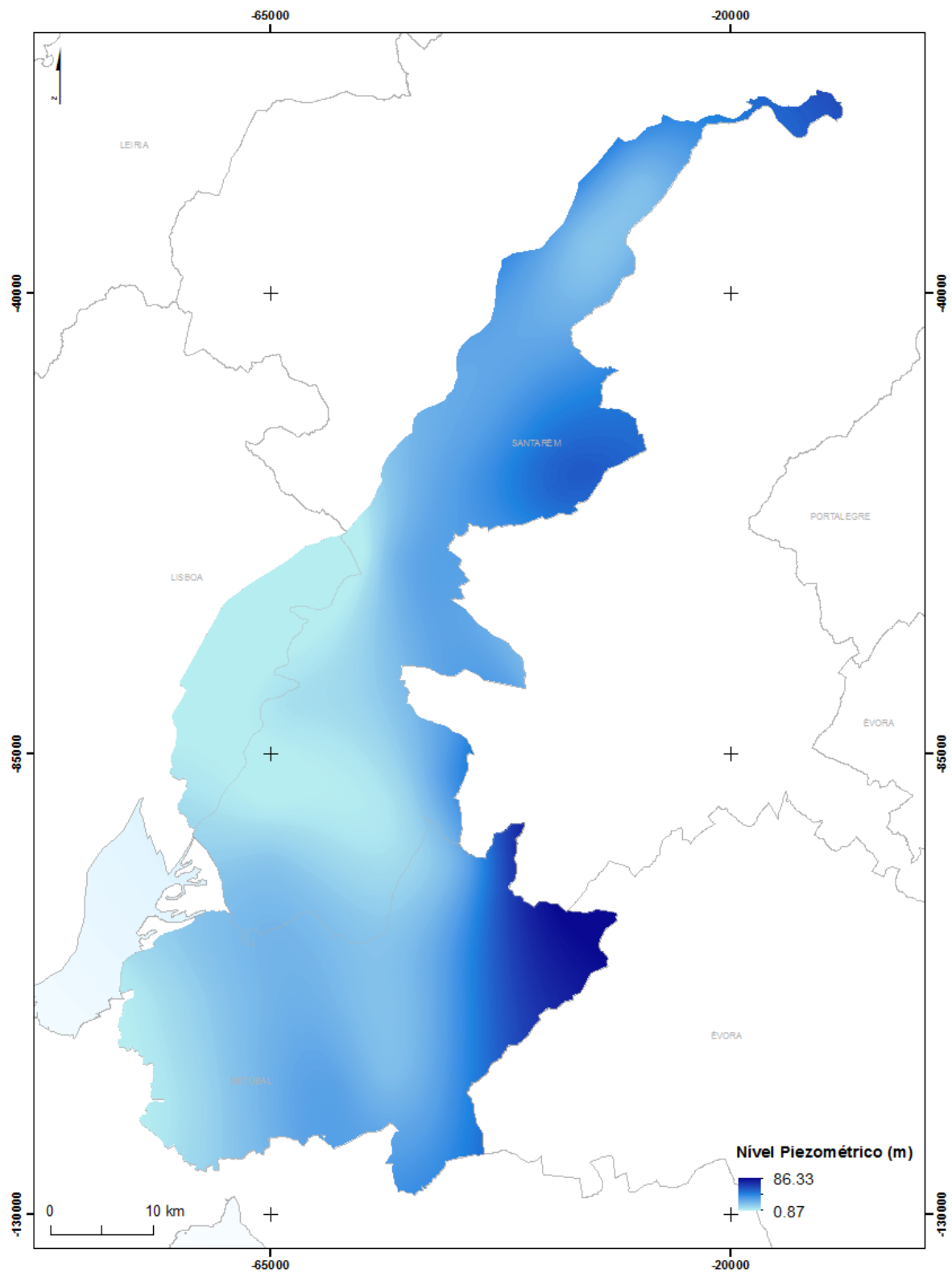


Figura 4.19 - Nível piezométrico na zona vulnerável a nitratos do Tejo

4.3.5. Recarga de aquíferos

A recarga de aquíferos é um processo estimativo uma vez que não consegue ser medido diretamente uma vez que depende de fatores como a precipitação, o escoamento superficial e a evapotranspiração que por sua vez dependem da topografia, temperatura, coberto vegetal, porosidade do solo entre outros fatores.

A determinação da recarga de aquíferos teve por base o cálculo do índice de recarga potencial para a área de estudo. O índice de recarga potencial define a quantidade de água disponível para a recarga calculada a partir do solo e para a sua determinação foram utilizadas as estações relativas à rede meteorológica. Inicialmente foram selecionadas 200 estações localizadas na área de estudo e na sua envolvente, das quais foram retiradas 92 para a interpolação da precipitação, as quais correspondem àquelas com 30 ou mais anos de registos.

Assim, para o cálculo da recarga potencial da área de estudo foi inicialmente calculada a precipitação, tendo em conta os valores médios de precipitação dos últimos 30 anos e efetuada a interpolação dos valores utilizando o modelo de estimação geoestatístico Co-Kriging e recorrendo à altitude e à distância à linha de costa com as variáveis independentes, que resultou no mapa da Figura 4.20.

De seguida, para a obtenção do mapa de recarga potencial foi classificada a ocupação do solo a partir dos valores de porosidade segundo o Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo de 2011. A partir do produto entre os valores de porosidade da ocupação do solo segundo PGRH do Tejo, a precipitação e a porosidade do solo (cf. 4.3.3) foi possível obter a recarga potencial para a área de estudo que pode ser observada na Figura 4.21.

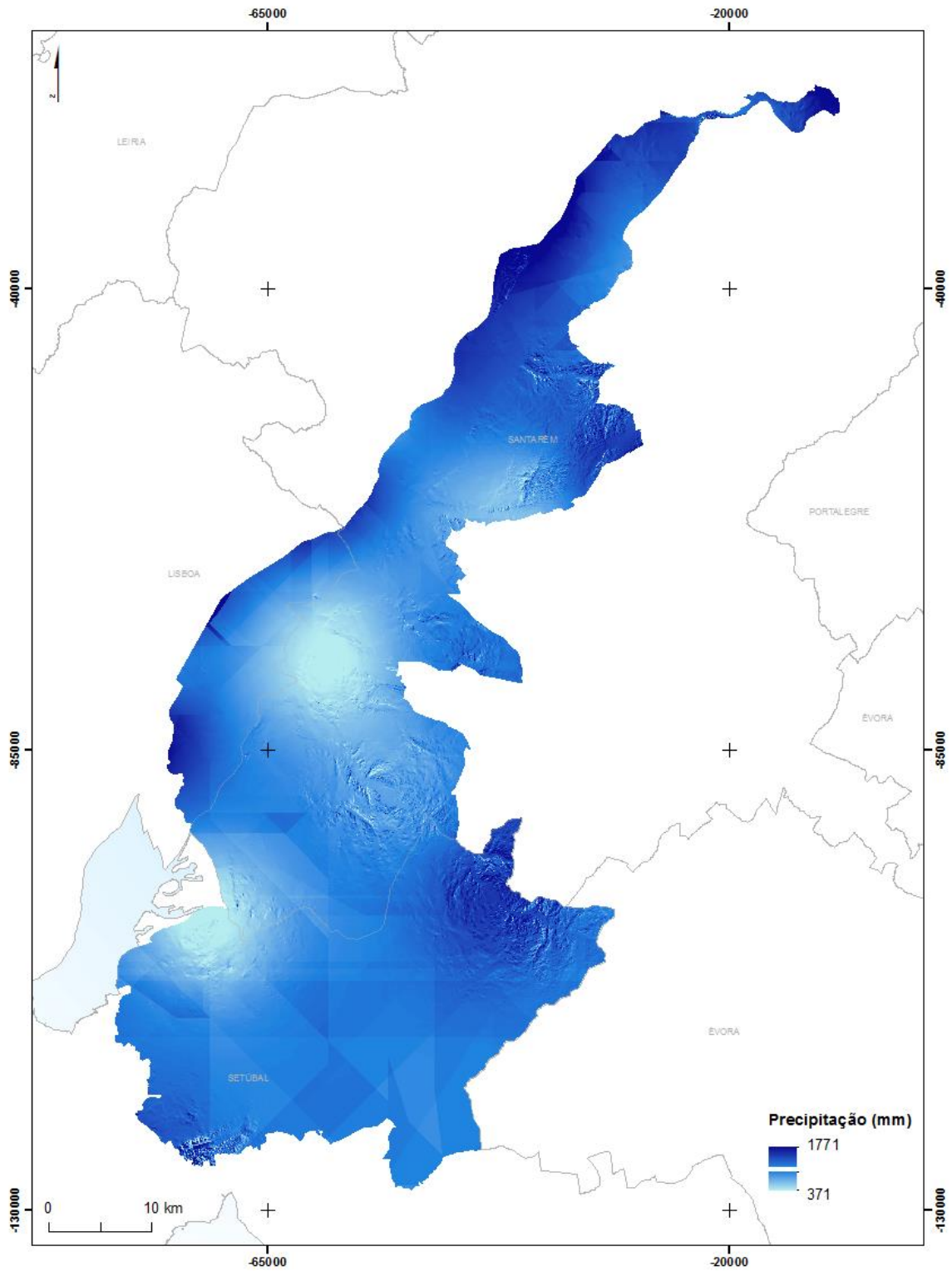


Figura 4.20 – Precipitação anual média para os últimos 30 anos

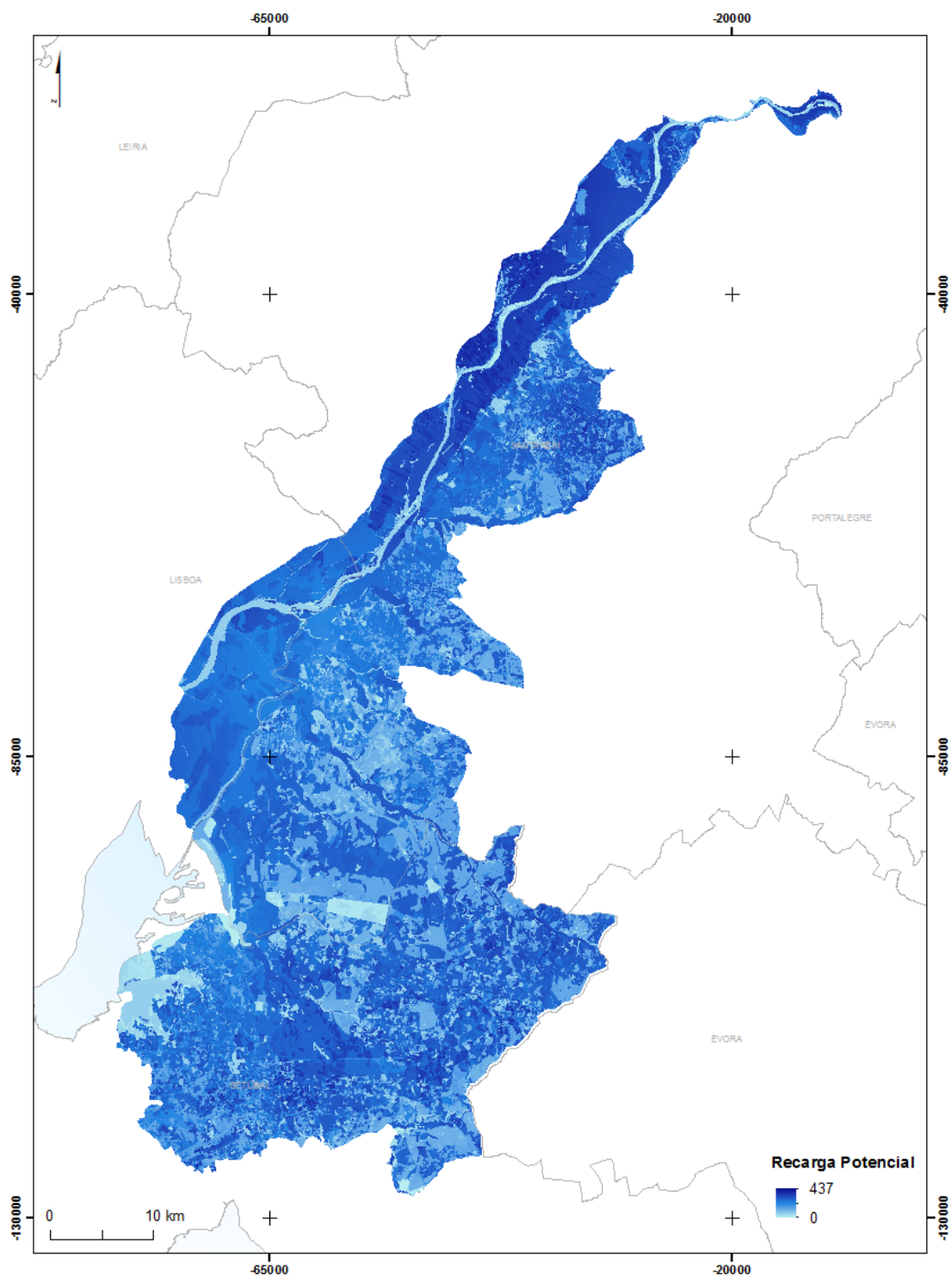


Figura 4.21 – Recarga Potencial

4.3.6. Espessura do solo

A espessura do solo, ou a profundidade para a primeira alteração das propriedades hidrológicas é reconhecida como um fator de controlo em diversos processos de superfície e subterrâneos, no entanto é uma das variáveis mais difíceis de obter uma vez que os tradicionais mapas de solo não contêm informações sobre a sua profundidade.

Tendo em conta a dificuldade de obtenção desta variável o cálculo da espessura do solo (*thickness*) foi obtido através da metodologia desenvolvida por Catani *et al.* (2010) denominado de sGIST (*simplified Geomorphological Index Soil Thickness*) que permite calcular a espessura do solo a partir da multiplicação das variáveis relativas à profundidade do solo, perfil da curvatura, posição catenária e declives.

O perfil da curvatura e os declives foram calculados a partir do modelo digital de elevação facilmente obtidas através de ferramentas do *Spatial Analyst* do programa ArcGIS, para a posição catenária também foi utilizado o MDT embora com uma ferramenta externa adicional que calcula o TPI (*Topographic Position Index*) denominada de *Topographic Toolbox* proveniente de um centro de estudos da Universidade do Nevada (*Great Basin Landscape Ecology Lab*). Uma vez que os três fatores devem apenas contribuir com valores entre 0 e 1 foi necessário realizar uma normalização linear onde o 0 corresponde à profundidade do solo no valor mínimo e o 1 no valor máximo. No caso dos declives o valor máximo de solo são atribuídos às áreas com menor declive e o valor mínimo de solo às áreas de maior declive. Para a variável relativa à profundidade do solo, a mesma foi retirada através do sítio SoilGrids.Org. A profundidade do solo retirada estava em cm e com um píxel de 250 metros, como tal procedeu-se a transformação dos dados matriciais (*raster*) para pontos procedendo a interpolação dos dados e posterior conversão para metros.

Através da multiplicação das quatro variáveis presentes na Figura 4.22 foi obtido o mapa de espessura do solo da Figura 4.23.

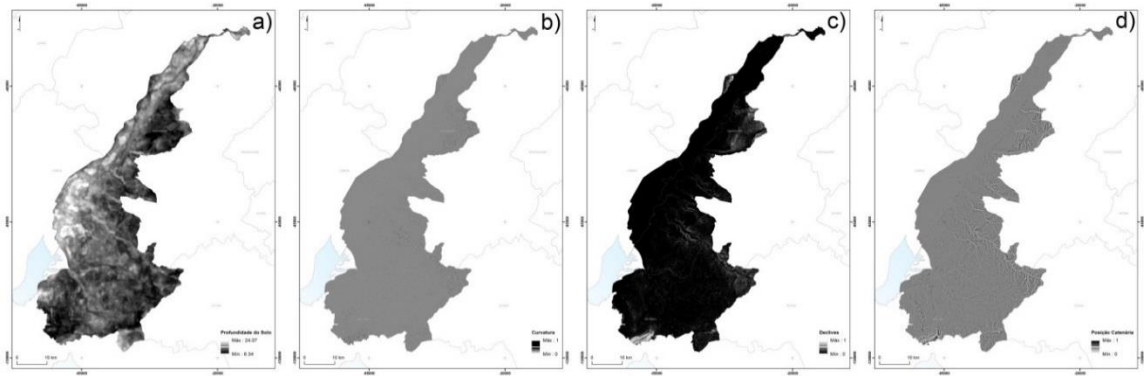


Figura 4.22- Fatores de contribuição para a espessura do solo: a) profundidade do solo, b) curvatura, c) declives, d) posição catenária

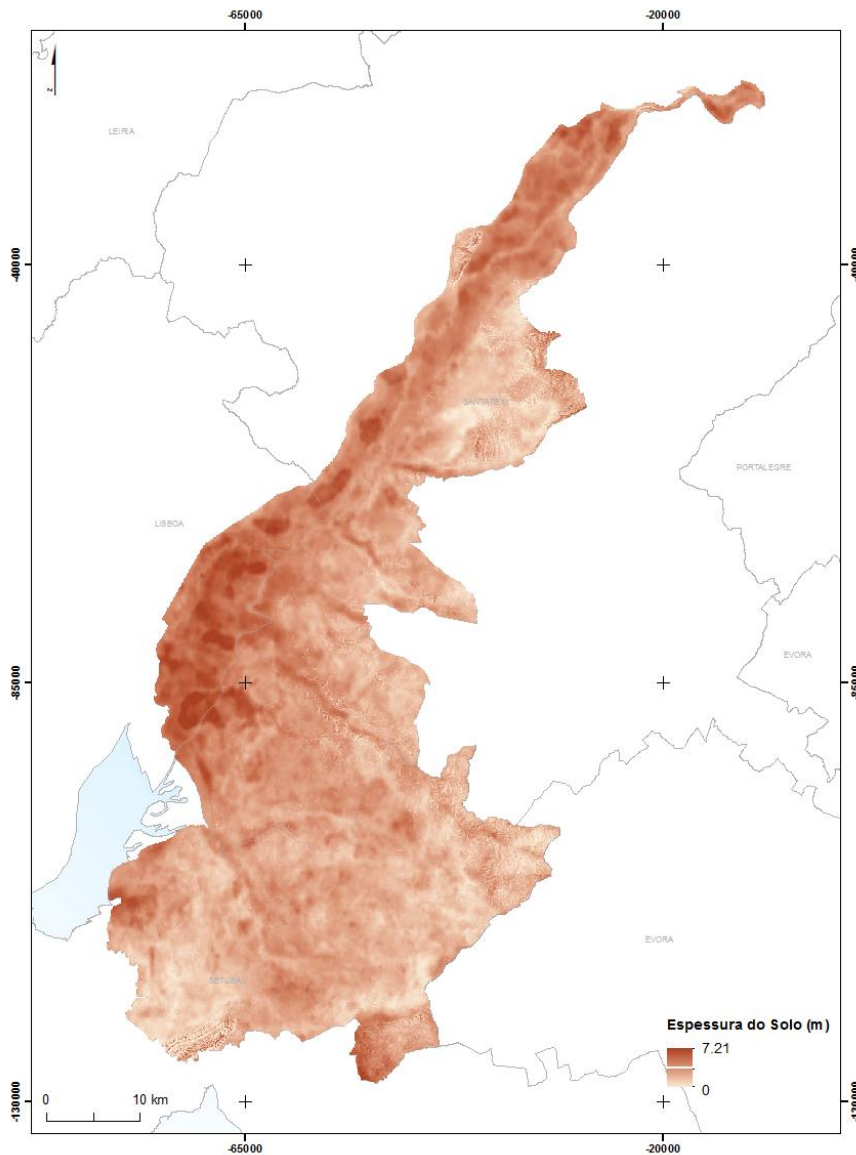


Figura 4.23 - Espessura do solo estimada para a zona vulnerável a nitratos do Tejo

4.3.7. Transmissividade

A transmissividade, tal como foi referido anteriormente (cf. 2.2.4), corresponde à capacidade de um meio para transmitir água, pode ser definida como a quantidade de água que se escoia através da secção vertical quando se diminui a carga hidráulica. A transmissividade é calculada por sua vez através do produto da condutividade hidráulica e espessura do aquífero, através da expressão:

$$T = K \times b \quad (4.6)$$

Onde T corresponde à transmissividade, K à condutividade hidráulica e b à espessura saturada do aquífero. De forma a calcular a transmissividade foi utilizada a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS para realizar a multiplicação entre a condutividade hidráulica (m/s) e a espessura do aquífero, resultando no mapa da Figura 4.24.

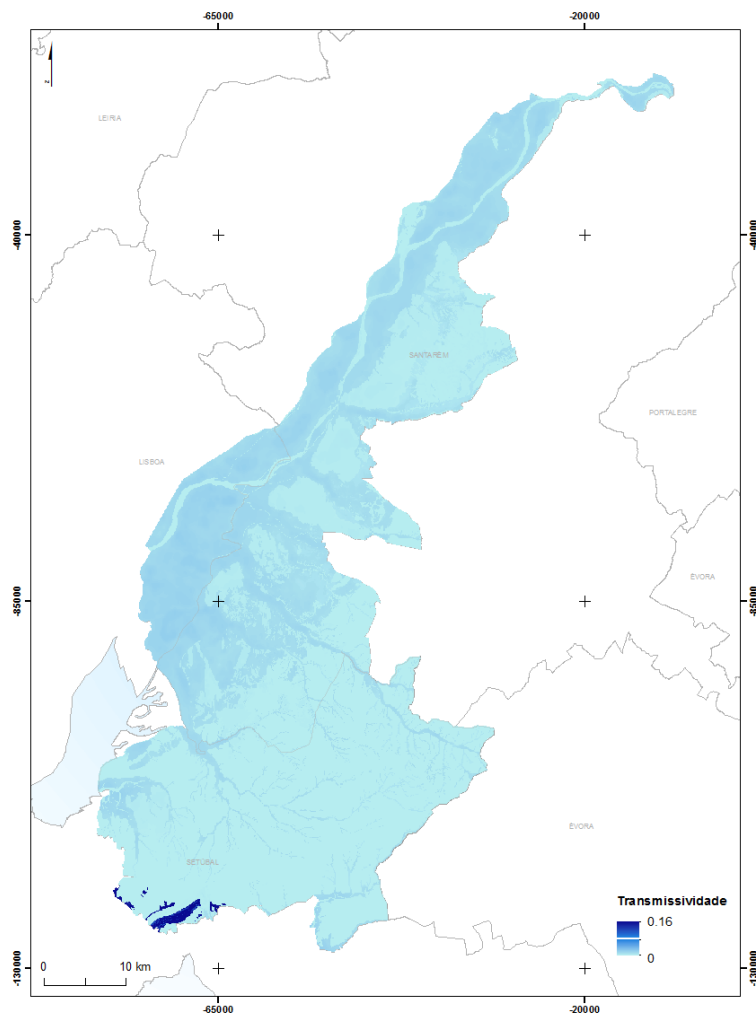


Figura 4.24 - Transmissividade calculada para a zona vulnerável a nitratos do Tejo

Capítulo 5. Modelação subjetiva indexada

Os sistemas de informação geográfica facultam ferramentas que permitem manipular os fatores que condicionam a vulnerabilidade das águas subterrâneas face à sua poluição. Este capítulo apresenta o desenvolvimento dos procedimentos baseados na modelação subjetiva indexada, mais propriamente o modelo DRASTIC, o modelo SI ou IS (Índice de Suscetibilidade) e o IS no contexto da REN. O modelo DRASTIC e o IS no contexto da REN calculam a vulnerabilidade intrínseca do aquífero e o IS calcula a vulnerabilidade específica.

5.1. Método DRASTIC

O índice DRASTIC é um dos métodos mais utilizados para estimar a vulnerabilidade específica dos aquíferos à poluição. Este foi aplicado para a área de estudo, zona vulnerável a nitratos do Tejo, e é representada nos mapas criados para cada uma das variáveis.

Tal como foi referido anteriormente o método DRASTIC considera sete parâmetros: profundidade da zona não saturada (D), recarga de aquíferos (R), material do aquífero (A), tipo de solo (S), topografia (T), impacto da zona não saturada (I) e condutividade hidráulica (C). A cada um dos parâmetros são aplicados índices (1-10) e multiplicado pelo respetivo peso, sendo o valor do índice final a soma desses resultados.

5.1.1. Aplicação do método DRASTIC

A **profundidade da zona não saturada do solo (D)** representa a distância vertical entre a superfície do solo e a superfície freática. Esta distância varia em função do tipo de aquífero a ser estudado. Caso o aquífero seja livre a profundidade da zona não saturada corresponde à distância ao nível freático, no caso de aquíferos confinados trata-se da distância ao topo do aquífero e, num aquífero semi-confinado, a profundidade é a distância entre o nível freático e o topo do aquífero.

Independentemente do tipo de aquífero, quanto maior for a distância ao aquífero, menor a probabilidade do poluente chegar ao aquífero, por isso utilizam-se valores mais baixos de índice quanto maior for a profundidade da zona não-saturada.

Os índices atribuídos para os diferentes intervalos de profundidade estão indicados no Quadro 5.1.

Quadro 5.1 - Índice associado ao parâmetro D – profundidade da zona não saturada, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Profundidade da zona não-saturada (metros)	Índice (1 – 10)
< 1,5	10
1,5 – 4,6	9
4,6 – 9,1	7
9,1 – 15,2	5
15,2 – 22,9	3
22,9 – 30,5	2
> 30,5	1

A aplicação do índice para este parâmetro está apresentada na Figura 5.1 e foi realizada a partir da reclassificação da variável nível freático apresentada no capítulo anterior.

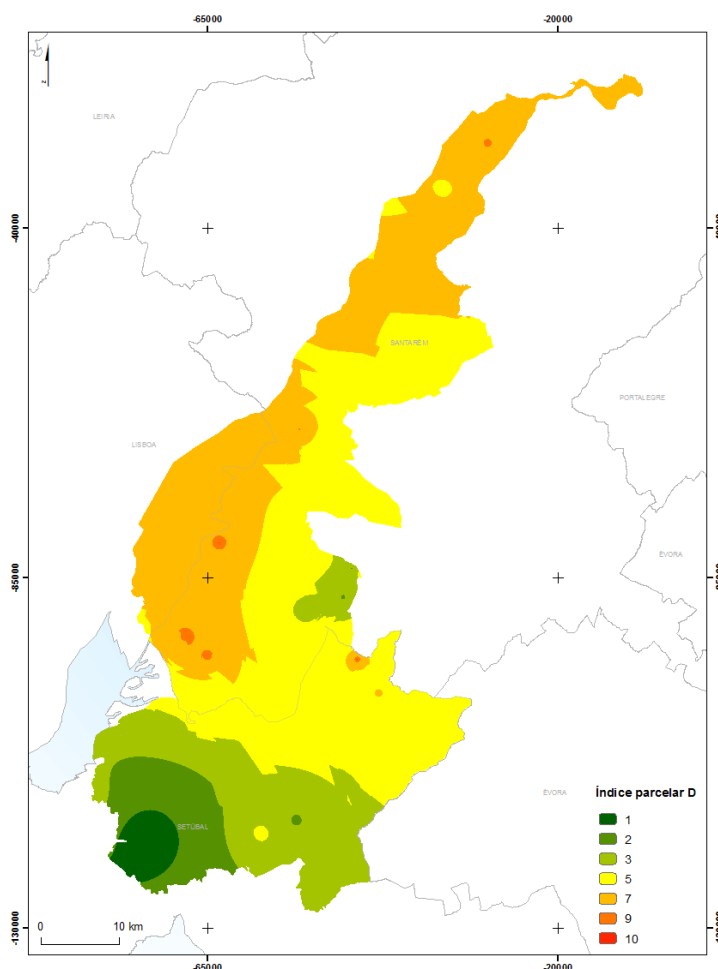


Figura 5.1 - Índice parcelar D (profundidade da zona saturada) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

A **recarga de aquíferos (R)** é referente a quantidade de água após a infiltração atinge a superfície freática, alimentando o aquífero, quanto maior for a recarga maior será o potencial de o poluente atingir o nível freático. No entanto nem sempre uma recarga superior é prejudicial pois pode favorecer a diluição dos poluentes e auxiliar na dispersão da poluição (Lobo-Ferreira 1994). O índice atribuído para os diferentes intervalos de recarga está indicado no Quadro 5.2.

Quadro 5.2 - Índice associado ao parâmetro R – Recarga de aquíferos, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Recarga (mm/ano)	Índice (1 – 10)
< 51	1
51 – 102	3
102 – 178	6
178 – 254	8
> 254	9

A aplicação do índice para este parâmetro está apresentada na Figura 5.2 e foi realizada a partir da reclassificação da variável recarga potencial de aquífera apresentada no ponto 4.3.5.

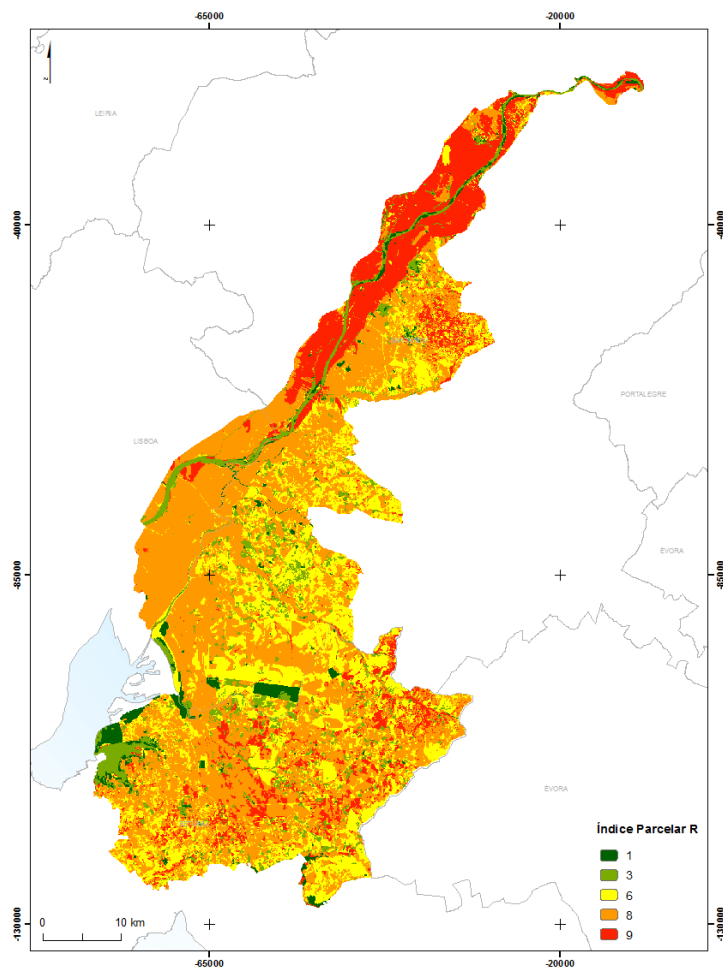


Figura 5.2 - Índice parcelar R (Recarga de aquíferos) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

Os parâmetros do método DRASTIC relativos ao **material do aquífero (A)** e **impacto da zona vadosa (I)** provem da geologia que têm capacidade de atenuar os efeitos do poluente. O material do aquífero determina a mobilidade do contaminante que o atravessa sendo que quanto maior for o seu tempo de residência no material mais atenuado será o seu efeito no aquífero. O impacto da zona não saturada corresponde à faixa de terreno entre a base do solo e a zona saturada, incorpora o nível freático e a permeabilidade do solo e determina o tempo que o contaminante leva atingir o aquífero.

As classes do parâmetro material do aquífero e impacto da zona não saturada baseiam-se nas características dos materiais geológicos e os seus índices estão indicados no Quadro 5.3 e Quadro 5.4 respetivamente, sendo que os valores que se encontram entre parenteses são os valores típicos atribuídos.

Quadro 5.3 - Índice associado ao parâmetro A – material do aquífero, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Litologia	Índice (1 – 10)
Xisto argiloso, argilito	1 – 3 (2)
Rocha metamórfica/ígnea	2 – 5 (3)
Rocha metamórfica/ígnea alterada	3 – 5 (4)
“Till” glacial	4 – 6 (5)
Arenito, calcário e argilito estratificados	5 – 9 (6)
Arenito maciço	4 – 9 (6)
Calcário Maciço	4 – 9 (8)
Areia e balastro	4 – 9 (8)
Balastro	2 – 10 (9)
Calcário carsificado	9 – 10 (10)
Planos de água	0

Quadro 5.4 - Índice associado ao parâmetro I – Impacto da zona não saturada, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Geologia	Índice (1 – 10)
Camada confinante	1
Argila/silte	2 – 6 (3)
Xisto argiloso, argilito	2 – 6 (3)
Calcário	2 – 5 (3)
Arenito	2 – 7 (6)
Arenito, calcário e argilito estratificados	4 – 8 (6)
Areia e balastro com percentagem significativa de silte e argila	4 – 8 (6)
Areia e balastro	4 – 8 (8)
Basalto	2 – 10 (9)
Calcário carsificado	8 – 10 (10)

Apesar do método DRASTIC incluir os valores de ponderação para o material geológico do aquífero e para o impacto da zona vadosa, estes foram adaptados de acordo com as características da geologia da região (Quadro 5.5) e tendo em conta os estudos realizados pelo LNEC (2011) para a “Caracterização da vulnerabilidade à poluição dos sistemas aquíferos da região hidrográfica do Centro” em que foi aplicado o presente método. Os mapas da Figura 5.3 e Figura 5.4 correspondem ao índice parcelar A (material do aquífero) e índice parcelar I (impacto da zona vadosa) respetivamente.

Quadro 5.5 - Valores de ponderação atribuídos para as variáveis relativas ao material do aquífero (A) e impacto da zona vadosa (I)

Material Litológico	Índice (1 – 10)	
	A	I
Aluviões	6	6
Areias e Depósitos de terraço	8	8
Dunas	7	8
Conglomerados	8	8
Conglomerados, arenitos, margas, areias e pelitos	6	6
Calcários e Calcários Margosos	4	4
Arenitos, Pelitos e calco-arenitos	6	6
Argilas, conglomerados, Grés, calcários, argilitos, areias e arenitos	6	6
Dolomitos	1	1
Rochas fraturadas e fissuradas (ígneas e metamórficas)	3	3

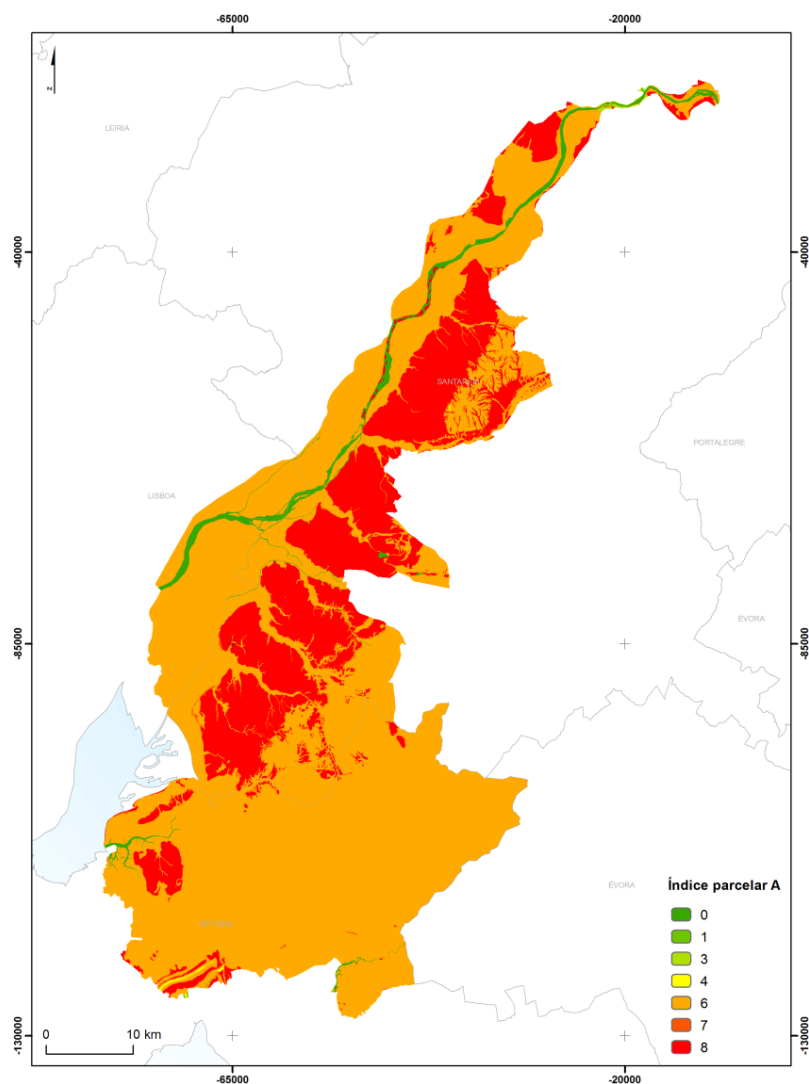


Figura 5.3- Índice parcelar A (Material do Aquífero) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

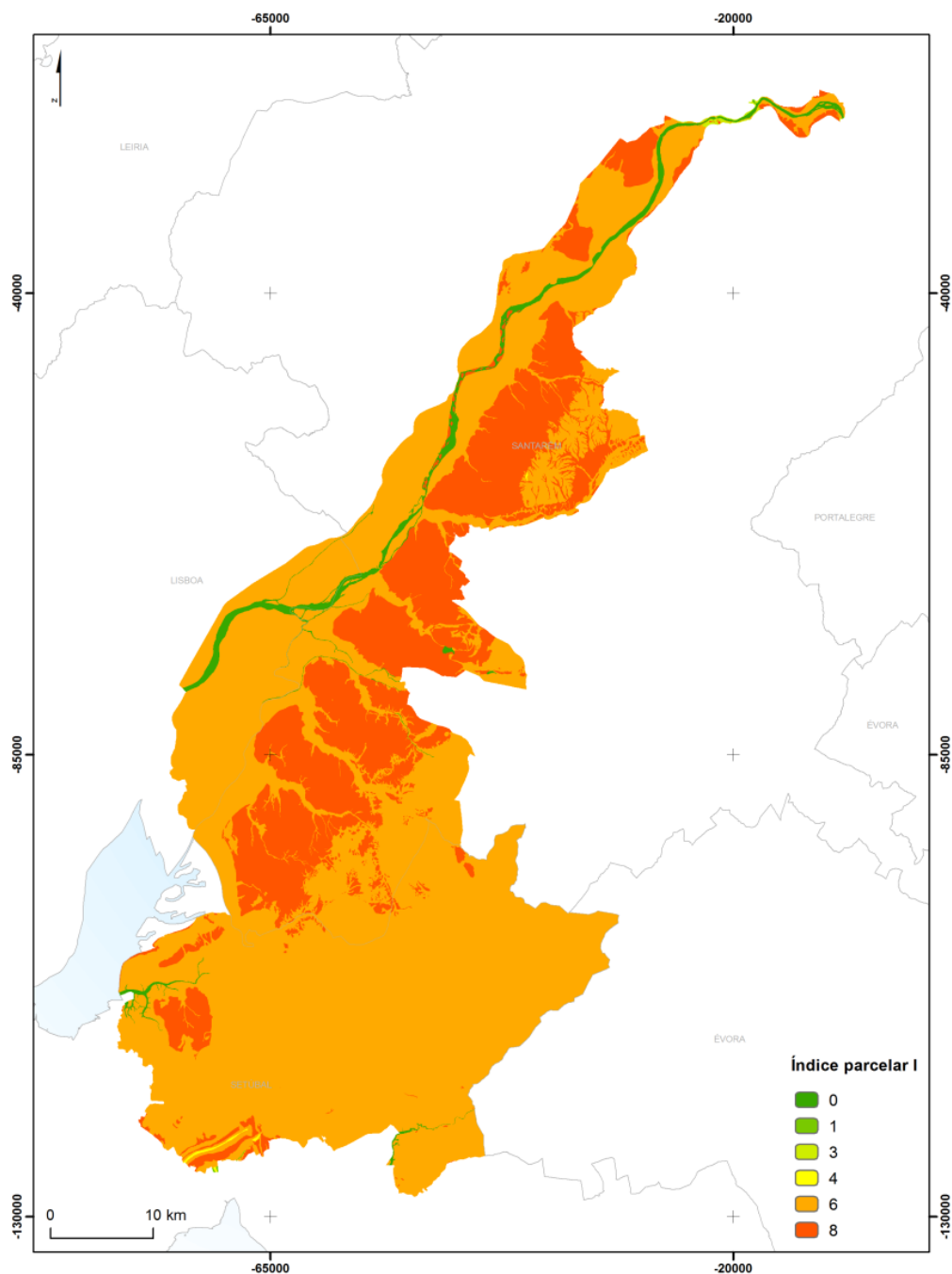


Figura 5.4 - Índice parcelar I (Impacto da Zona Vadosa) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

O **tipo de solo (S)** corresponde à parte superior da zona não saturada do solo, caracterizado pela atividade biológica intensa, o solo condiciona diretamente a infiltração e consequentemente o transporte vertical de poluentes. Os solos de natureza argilosa possuem maior capacidade de retenção de água e retêm durante mais tempo o poluente na zona não saturada. A pontuação atribuída para os diferentes tipos de solo está indicada no Quadro 5.6.

Quadro 5.6 - Índice associado ao parâmetro S – Tipo de solo, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Solo	Índice (1 -10)
Fino ou ausente	10
Balastro	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada e/ou expansível	7
Franco-arenoso	6
Franco	5
Franco-limoso	4
Franco-argiloso	3
Lodo	2
Argila não agregada e não expansível	1

De forma a criar o índice parcelar para o solo, foi utilizada a Carta dos Solos para a área de estudo que previamente já tinha sido classificada de acordo com o diagrama triangular de textura, reclassificando a textura de acordo com os índices associados. Para os locais identificados como área social foi atribuído o valor de zero (0). O índice parcelar do tipo de solo pode ser observado na Figura 5.5.

A **topografia (T)** é considerada para o índice tendo em conta o declive, quanto menor for o declive menor escorrência superficial e maior a infiltração do poluente no solo. A pontuação atribuída para os diferentes intervalos de declive (%) está indicada no Quadro 5.7.

Quadro 5.7 - Índice associado ao parâmetro T – Topografia, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Declive (%)	Índice (1 – 10)
< 2	10
2 – 6	9
6 – 12	5
12 – 18	3
> 18	1

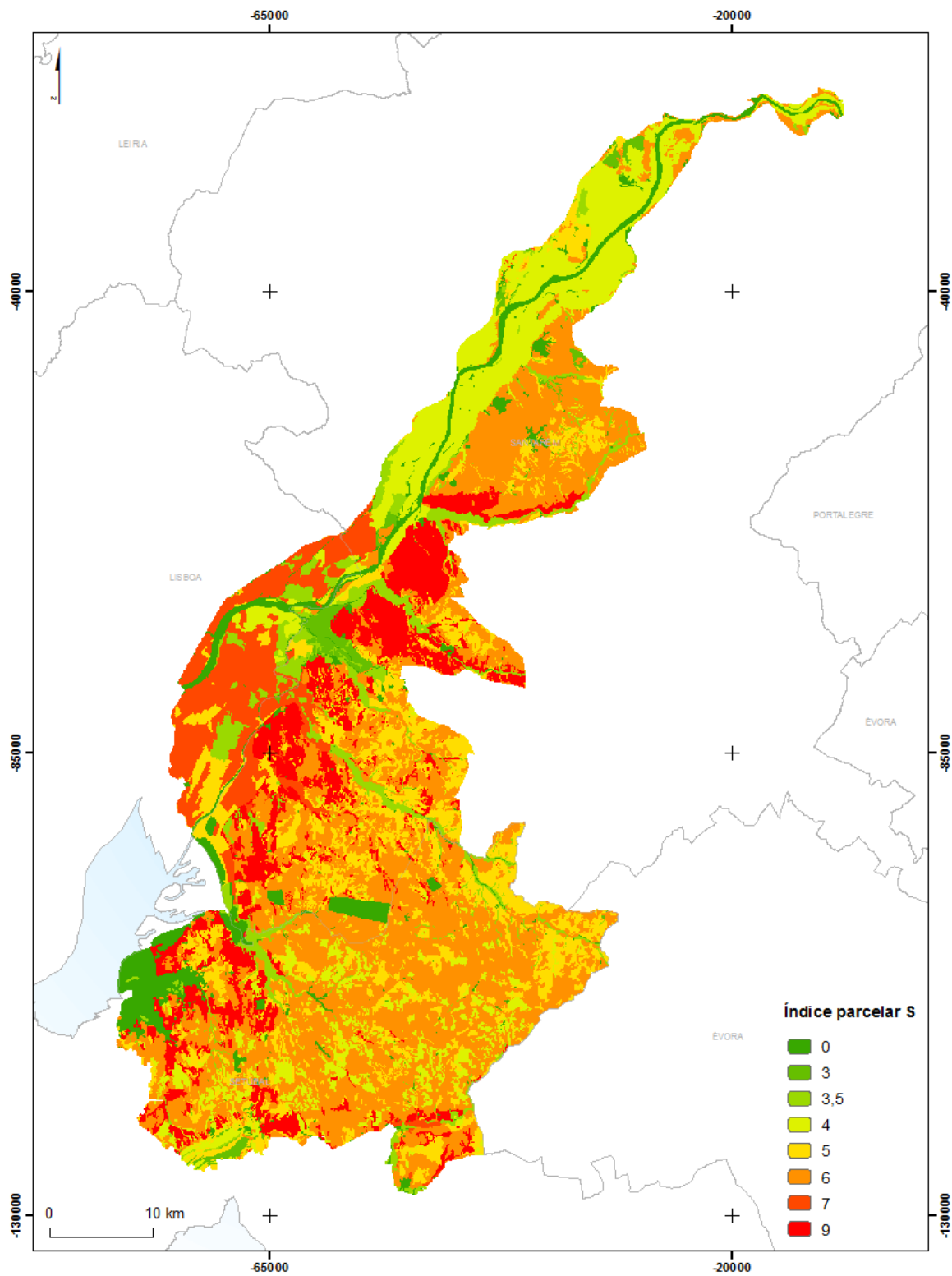


Figura 5.5 - Índice parcelar S (Tipo de Solo) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

Quanto menor for o declive, maior é o índice de vulnerabilidade atribuído uma vez que a infiltração de poluentes nas águas subterrâneas é superior aos locais com declive superior onde o escoamento superficial é auxiliado e a infiltração dificultada. Para determinar o índice parcelar T (Figura 5.6) foi reclassificado de acordo com o índice de DRASTIC o mapa de declives (%), derivado do MDT.

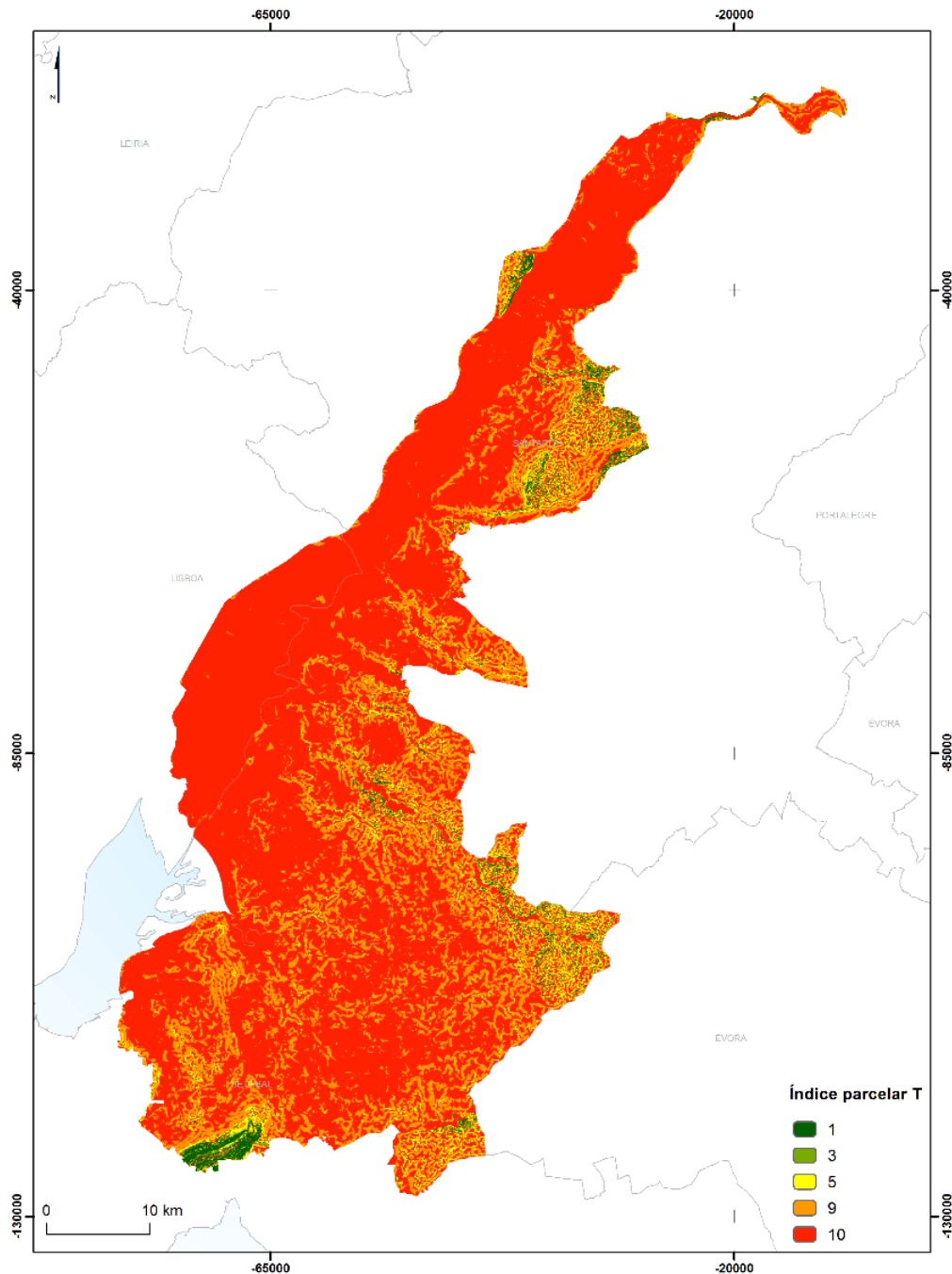


Figura 5.6 – Índice parcelar T (topografia) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

A **condutividade hidráulica (C)** é a capacidade da água subterrânea se movimentar através dos meios geológicos, sendo que em materiais muito permeáveis o poluente movimenta-se mais rapidamente e por isso atribui-se maior pontuação. A condutividade hidráulica está relacionada com as características do meio geológico como a porosidade, mas também com as propriedades do fluido em questão, como a viscosidade e o peso específico.

A pontuação atribuída para as diferentes condutividades hidráulicas (m/d) está indicada no Quadro 5.8.

Quadro 5.8 - Índice associado ao parâmetro C – Condutividade Hidráulica, de acordo com Aller *et al.* (1987).

Condutividade Hidráulica (m/d)	Índice (1 – 10)
<4,1	1
4,1 – 12,2	2
12,2 – 28,5	4
28,5 – 40,7	6
40,7 – 81,5	8
>81,5	10

A condutividade hidráulica foi calculada através da metodologia explicada previamente sendo posteriormente classificada para o índice parcelar C obtendo o mapa da Figura 5.7.

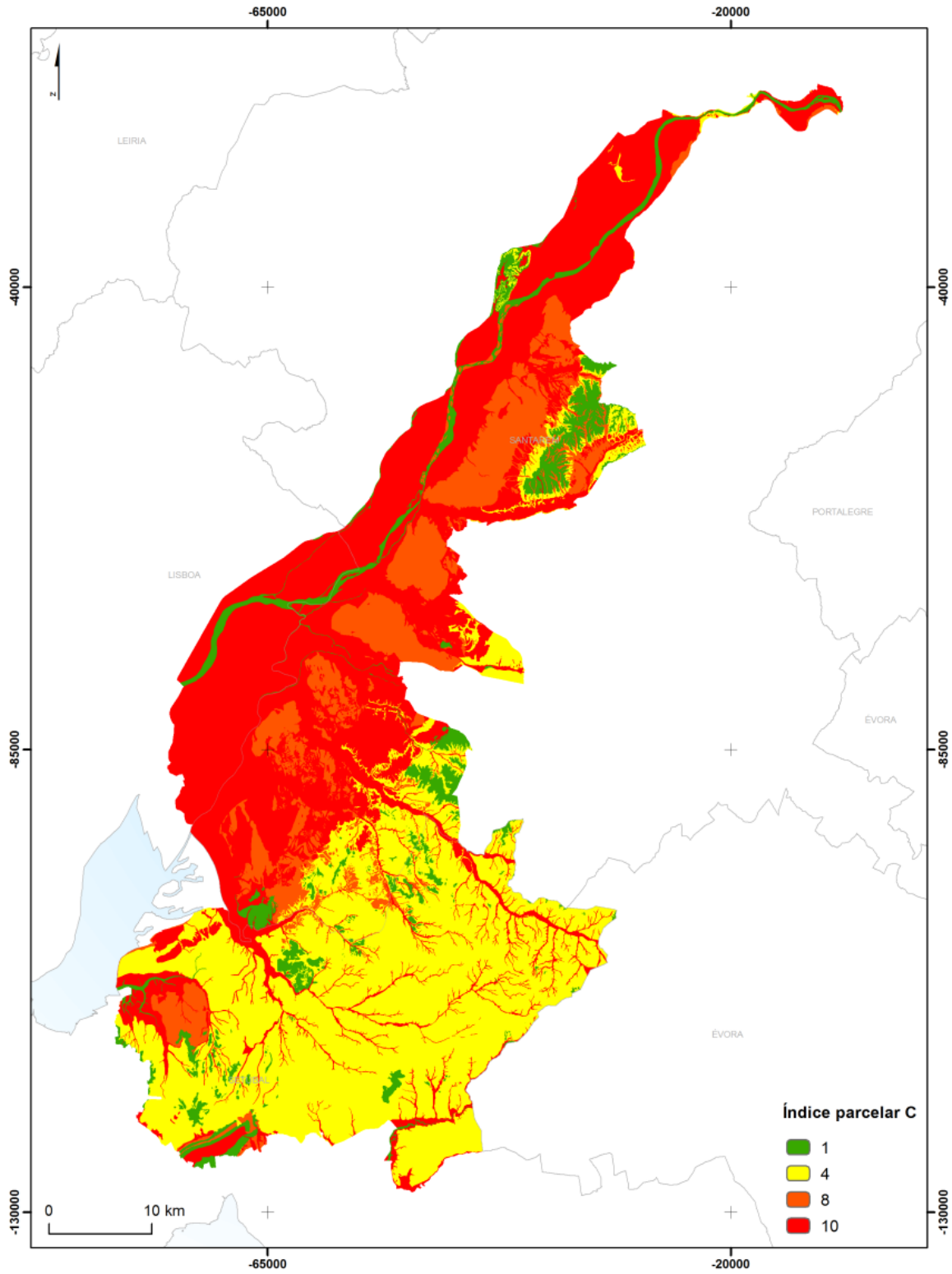


Figura 5.7 - Índice parcelar C (Condutividade Hidráulica) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

5.1.2. Apresentação de resultados

Quando atribuídas as pontuações de cada variável realizada a soma da multiplicação de cada parâmetro de 1 a 5 sendo este o fator de ponderação/peso relativo à importância da variável na quantificação da vulnerabilidade. O método DRASTIC dispõe de um quadro com duas gamas de fatores de ponderação, para aplicação geral e para aplicação específica para pesticidas indicada no Quadro 5.9.

Quadro 5.9 - Pesos dos parâmetros, de acordo com Aller *et al.* (1987)

Parâmetros	DRASTIC normal	DRASTIC pesticidas
Profundidade da zona não-saturada do solo	5	5
Recarga profunda de aquíferos	4	4
Material do aquífero	3	3
Tipo de solo	2	5
Topografia	1	3
Impacto da zona não-saturada	5	4
Condutividade hidráulica	3	5

O índice DRASTIC resultante após a conjugação dos índices parcelares e dos pesos atribuídos a cada parâmetro é apresentado na Figura 5.8. Segundo Aller *et al.* (1987) no índice final o valor mínimo possível de obter é de 23 e o máximo é de 226 e os valores mais comuns encontram-se entre 50 e 200. As classes utilizadas foram as definidas por Aller *et al.* (1987) e não pretendem demonstrar locais “bons” ou “maus” apenas avaliar a vulnerabilidade da área, sendo que quando maior o índice maior a vulnerabilidade à poluição de aquíferos. São considerados locais de elevada vulnerabilidade quando se encontram no índice entre 161 e 200 e locais de vulnerabilidade muito elevada locais que de acordo com o índice estão entre os 201 e 226.

O índice DRASTIC obtido para a zona vulnerável a nitratos do Tejo encontra-se entre 24 e 181. Através do cálculo do índice DRASTIC não foram obtidos para a área de estudo locais de extrema vulnerabilidade, e os locais de vulnerabilidade alta e muito alta correspondem a cerca de 37 % da área de estudo. Comparando o índice final com os restantes índices parcelares é notável a grande influência da geologia nos locais de vulnerabilidade alta e muito alta.

A fragilidade do método DRASTIC consiste segundo Carvalho (2013) na subjetividade inerente à conversão de escalas físicas na escala de 10 categorias e na atribuição dos pesos relativos a cada parâmetro e segundo Ribeiro (2005) a redundância entre parâmetros e o sistema de ponderação arbitrário.

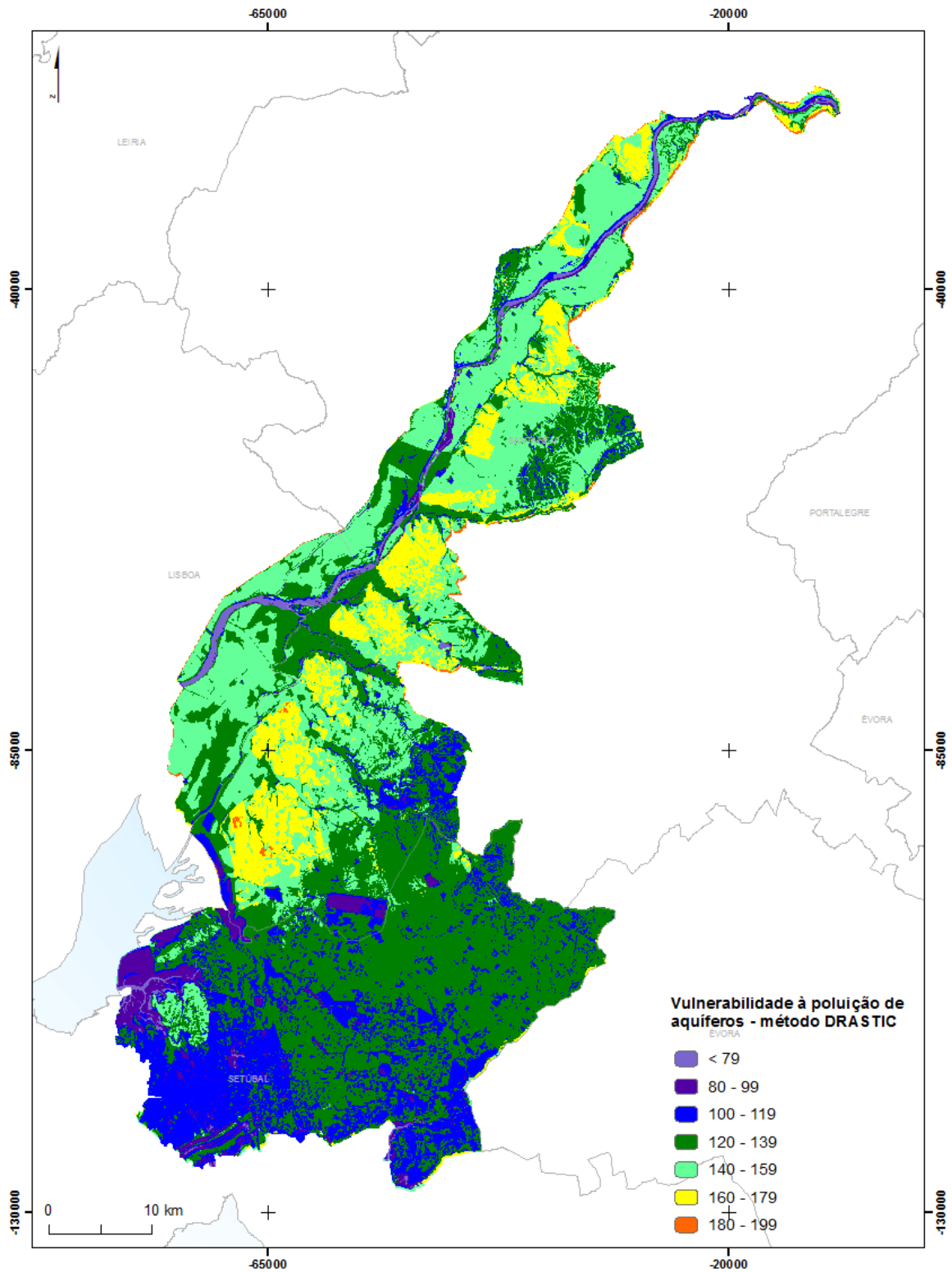


Figura 5.8 - Vulnerabilidade à poluição de aquíferos na zona vulnerável a nitratos do Tejo, segundo o método DRASTIC

5.2. Índice de suscetibilidade

O índice de suscetibilidade (IS) é uma adaptação do índice DRASTIC apresentada em 2005 por Ribeiro e desenvolvido no âmbito do Projeto ERHSA (Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo), que tenta corrigir as fragilidades do DRASTIC, como a redundância devido à introdução três parâmetros relativos às características geológicas do aquífero. No Índice de Suscetibilidade é adicionado um novo parâmetro, a ocupação do solo (LU) e são utilizados, para além deste novo parâmetro, apenas quatro parâmetros do índice DRASTIC:

1. Profundidade da zona não-saturada do solo;
2. Recarga profunda de aquíferos;
3. Material do aquífero;
4. Topografia;
5. Ocupação do solo.

O Índice de Suscetibilidade não se baseia apenas na vulnerabilidade intrínseca do aquífero, ou seja, apenas nas características do aquífero pois foi desenvolvido com o propósito de avaliar a vulnerabilidade específica daí a introdução do uso específico do solo pois para além de definir os potenciais impactos de cada uso associa também os contaminantes.

Os pesos atribuídos a cada parâmetro são os mesmos que estão presentes na metodologia do índice DRASTIC, quanto ao parâmetro LU (Land Use – Uso do Solo) o solo é dividido em classes segundo a classificação da carta CORINE Land Cover e os valores atribuídos variam entre 0 e 100 conforme o Quadro 5.10.

No índice IS os parâmetros D, R, A e T são multiplicados por 10 para maior visualização e os valores de ponderação atribuídos a cada parâmetro também sofrem alteração do índice DRASTIC. A soma ponderada dos parâmetros segundo a equação dá origem ao mapa de vulnerabilidade à poluição de aquíferos segundo o índice de suscetibilidade de Ribeiro (2005).

$$IS = D \times 0,186 + R \times 0,212 + A \times 0,259 + T \times 0,121 + LU \times 0,222 \quad (5.1)$$

Para além da aplicação do Índice de suscetibilidade de Ribeiro (2005) foi também realizado o índice de suscetibilidade presente na legislação Portuguesa relativo à Reserva Ecológica Nacional (REN) segundo o Decreto-Lei n.º 239/2012, de 2 de novembro. O índice de suscetibilidade aplicado pelo Decreto-Lei estabelece a entrada dos primeiros quatro

parâmetros do método DRASTIC, multiplicados por 10 e a sua soma ponderada a partir da equação:

$$IS = D \times 0,24 + R \times 0,27 + A \times 0,33 + T \times 0,16 \quad (5.2)$$

No índice de suscetibilidade da REN são consideradas como REN potencial as classes com índices superiores a 70.

Quadro 5.10 - Valores de ponderação atribuídos pelo método IS consoante o tipo de ocupação do solo.

Ocupação do Solo	Pontuação
Áreas Agrícolas	
Perímetros de rega (culturas anuais, etc.)	90
Culturas permanentes (vinhas, pomares, oliveiras, etc.)	70
Pastagens e áreas agrofloretais	50
Áreas agrícolas heterogéneas	50
Áreas artificiais	
Descargas de resíduos industriais e aterros	100
Pedreiras, estaleiros, áreas mineiras a céu aberto	80
Áreas urbanas contínuas, aeroportos, portos, vias férreas, áreas com atividades industriais e comerciais, etc.	75
Áreas urbanas descontínuas	70
Áreas Naturais	
Ambientes aquáticos (sapais, salinas, etc.)	50
Florestas e zonas seminaturais	0

5.2.1. Aplicação do Índice de suscetibilidade

Para a determinação do Índice de Suscetibilidade os primeiros quatro parâmetros relativos à profundidade da zona não saturada do solo, recarga profunda de aquíferos, material do aquífero e topografia são extraídos do método DRASTIC e multiplicados por 10, visto que de acordo com as orientações e que o IS é uma adaptação do método DRASTIC os valores de ponderação dos parâmetros são os mesmos. Tal como sucedido para a aplicação do DRASTIC o parâmetro relativo à recarga profunda de aquíferos entra com o valor 90 devido aos valores da recarga estarem todos incluídos na mesma classe para a área de estudo.

O quinto parâmetro LU (Land Use) é relativo ao uso do solo é classificado segundo as orientações do índice de suscetibilidade para entrar no modelo. O uso do solo também têm influencia na permeabilidade dos terrenos e na escorrência superficial que é superior em locais impermeabilizados como é o caso de áreas de tecido urbano, parques que

estacionamento, entre outros. O mapa da variável do uso do solo pode ser observado na Figura 5.9.

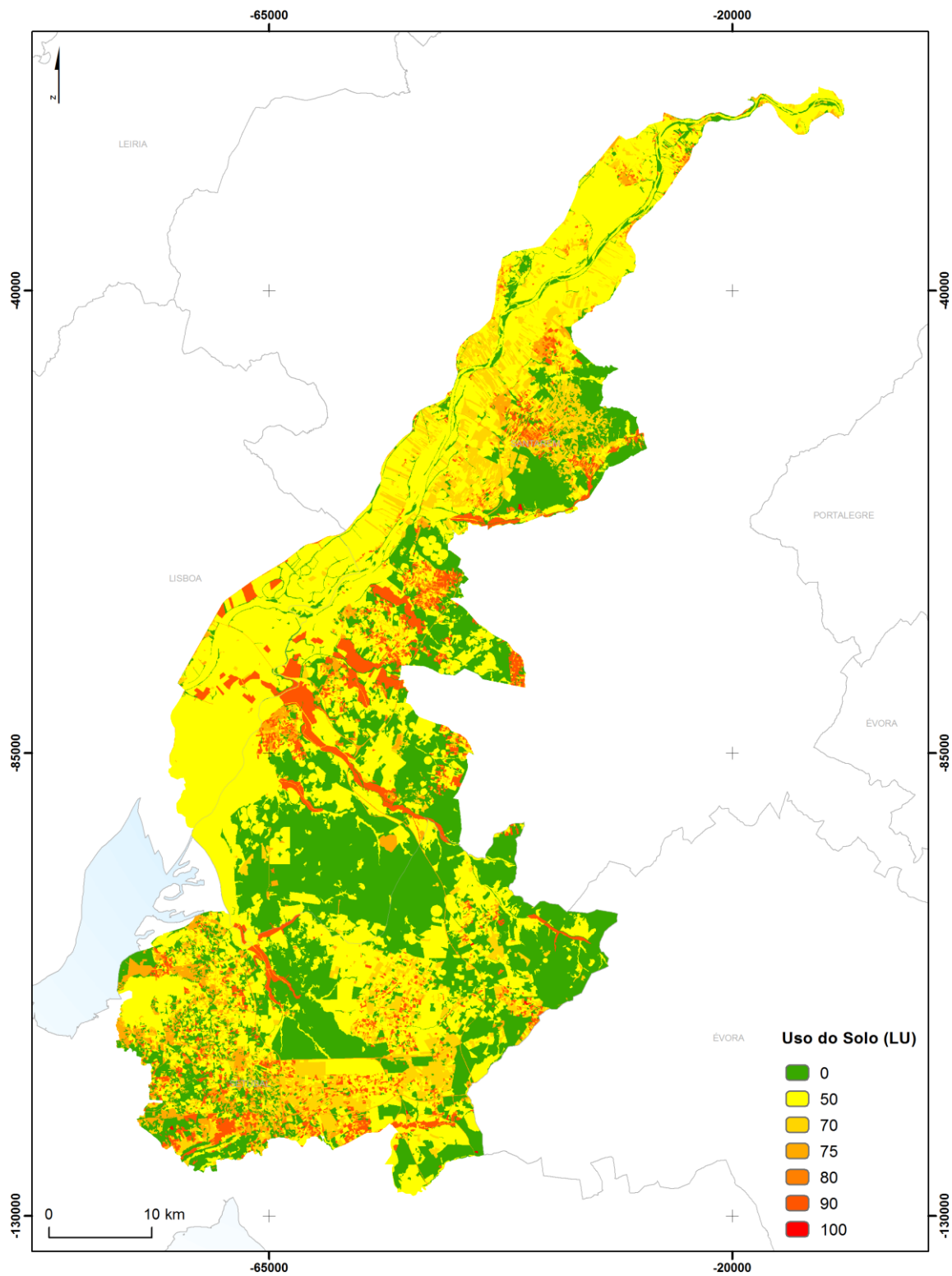


Figura 5.9 - Uso do Solo (Land Use) para a aplicação do Índice de Suscetibilidade

5.2.2. Apresentação de resultados

O índice de suscetibilidade, desenvolvido para a avaliação da vulnerabilidade específica através da introdução da variável relativa ao uso do solo. A soma ponderada dos cinco parâmetros resulta no mapa da Figura 5.10 e as classes foram definidas de acordo com a metodologia de Ribeiro (2005) indicada no Quadro 5.11.

Quadro 5.11 - Classes de vulnerabilidade do Índice de Suscetibilidade de Ribeiro (2005)

IS	Vulnerabilidade
> 90	Extremamente vulnerável
80 – 90	Muito elevada
70 – 80	Elevada
60 – 70	Moderada a alta
50 – 60	Moderada a baixa
40 – 50	Baixa
30 – 40	Muito baixa
< 30	Extremamente baixa

O índice de suscetibilidade para além de introduzir uma nova variável tenta resolver o problema da redundância da entrada de três parâmetros geológicos no DRASTIC. As classes com um índice superior a 70 são as que encontram maior vulnerabilidade de poluição de aquíferos, na área de estudo essas áreas coincidem com os locais cuja litologia é composta por areias e o uso do solo é maioritariamente composto por culturas temporárias de regadio.

O índice de suscetibilidade calculado segundo a metodologia da REN resulta no mapa da Figura 5.11, segundo o mesmo todas as classes de vulnerabilidade superior a 70, ou seja, classes de vulnerabilidade elevada, muito elevada e extremamente vulnerável são consideradas REN potencial.

A partir da comparação dos dois índices é possível observar a influência do parâmetro relativo ao uso do solo que faz com que o índice da metodologia da REN obtenha áreas de classe elevada e muito elevada superiores ao IS destacando-se nas áreas junto ao rio Tejo. Segundo a metodologia da REN seria considerada como áreas estratégicas de proteção e recarga de aquíferos cerca de 41 %. Por sua vez, no índice de suscetibilidade as classes elevada e muito elevada detêm 21% da área de estudo.

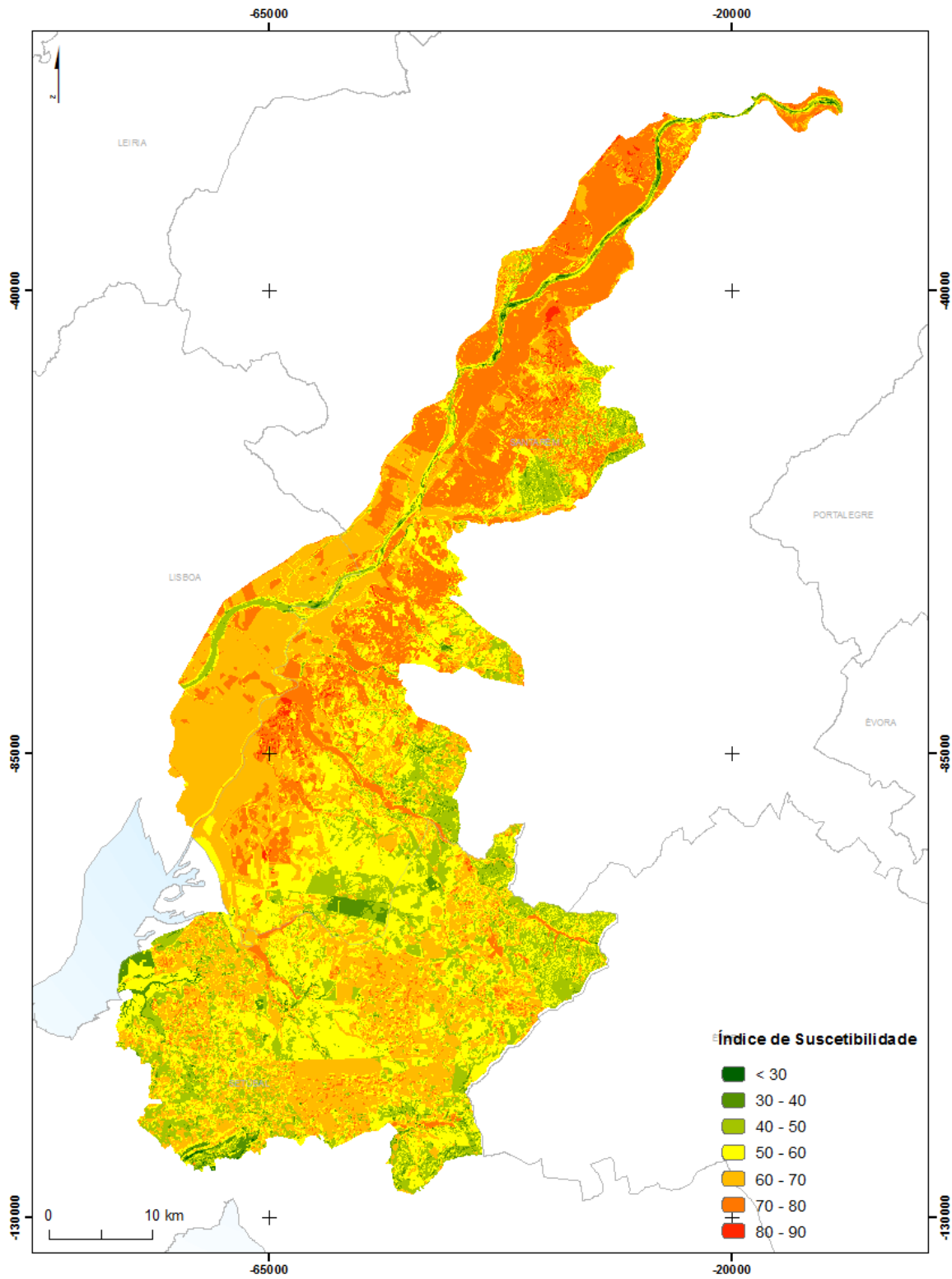


Figura 5.10 - Índice de Suscetibilidade (IS) na zona vulnerável a nitratos do Tejo

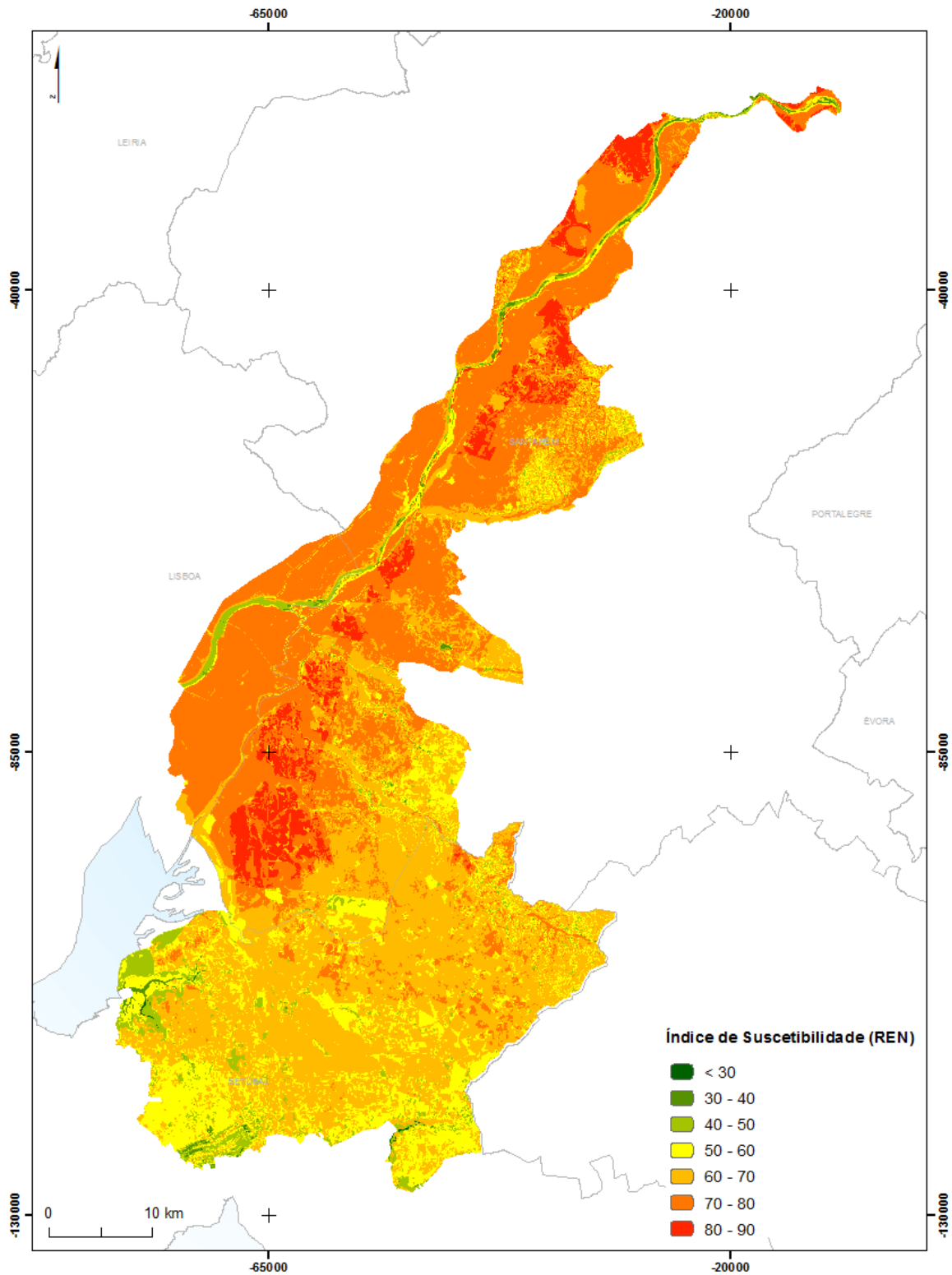


Figura 5.11 - Índice de Suscetibilidade (IS) na zona vulnerável do Tejo segundo a metodologia da Reserva Ecológica Nacional

Capítulo 6. Modelação baseada em processos

O presente capítulo tem como objetivos principais a modelação de fluxos em águas subterrâneas, calcular o percurso efetuado pelos poluentes e calcular a dispersão hidrodinâmica de um poluente durante o seu percurso. De forma a modelar os fluxos de águas subterrâneas bem como a sua direção e velocidade, mas também para realizar a modelação do percurso das partículas poluentes, foi utilizada a caixa de ferramentas *Groundwater* do programa ArcGIS.

A caixa de ferramentas, baseada na lei de Darcy, permite modelar a advecção-dispersão dos constituintes presentes nas águas subterrâneas. A sequência de execução das ferramentas é iniciada pelo *Darcy Flow* seguida pela *Particle Track* e *Porous Puff*.

A ferramenta *Darcy Flow* tem dois objetivos, verificar a consistência do conjunto de dados e gerar ficheiros raster que indicam o fluxo e magnitude das águas subterrâneas. A caixa de ferramentas *Particle Track* realiza o algoritmo de movimento de partículas, utilizando um preditor-corretor que indica o local futuro de uma partícula com base no campo de velocidade local a partir da interpolação do centróide das células mais próximas.

A ferramenta *Porous Puff* calcula a dispersão hidrodinâmica de um ponto inicial de um componente e como este é manipulado pela advecção durante o percurso do fluxo. A ferramenta assume que o aquífero é verticalmente misturado, ou seja, a concentração do fluido é a mesma ao longo de uma secção vertical.

A ferramenta *Darcy Velocity* é utilizada apenas quando não há necessidade de realizar a verificação da consistência dos dados, os outputs criados são os mesmos da *Darcy Flow* à exceção do volume residual.

6.1. Volume residual

Determinar a velocidade de escoamento e a sua direção são os primeiros passos na modelação de fluxo de águas subterrâneas. A ferramenta *Darcy Flow* tem dois objetivos, o primeiro para verificar a consistência do conjunto de dados de águas subterrâneas e o segundo para gerar a direção de fluxo das mesmas.

Com a ferramenta *Darcy Flow*, o raster de saída relativo ao volume residual indica através dos seus valores residuais a consistência do conjunto de dados. Este ficheiro mede a diferença entre o fluxo de água de dentro para fora de cada célula e por isso os cálculos são realizados dentro da célula e de forma independente tendo em conta apenas as quatro células

adjacentes por isso é possível que a água possa fluir mais ou menos para dentro de uma célula do que para fora dela e pode acontecer que o valor do resíduo seja positivo ou negativo.

Para obter o volume residual das células o modelo calcula inicialmente o fluxo do aquífero (U), este tem em conta que o fluxo entre a célula i,j e a célula $i+1,j$ é paralelo à direção de x e é calculado a partir da seguinte equação:

$$U_{x\left(i+\frac{1}{2},j\right)} = \frac{2(T_{i,j})(T_{i+1,j})}{T_{i,j} + T_{i+1,j}} \frac{h_{i+1,j} - h_{i,j}}{\Delta x} \quad (6.1)$$

Onde $(T_{i,j})$ corresponde à transmissividade, $(h_{i,j})$ ao nível freático e (Δxy) à dimensão de lado da célula.

Depois de calculado o fluxo entre as células é calculada a descarga entre as paredes da célula. A descarga de aquíferos $Q_{x\left(i+\frac{1}{2},j\right)}$ é calculada a partir do fluxo do aquífero (U) e a largura da parede da célula Δy através da equação seguinte:

$$Q_{x\left(i+\frac{1}{2},j\right)} = U_{x\left(i+\frac{1}{2},j\right)} \Delta y \quad (6.2)$$

A partir desta fórmula são obtidos os valores para as quatro paredes da célula e são utilizados para calcular o volume de saldo residual R_{vol} das células. O valor obtido tanto pode representar o excedente ou o défice de água em cada célula dado fluxo da mesma. O volume de saldo residual é calculado através da seguinte equação:

$$R_{vol} = Q_{x\left(i-\frac{1}{2},j\right)} - Q_{x\left(i+\frac{1}{2},j\right)} + Q_{y\left(i-\frac{1}{2},j\right)} - Q_{y\left(i+\frac{1}{2},j\right)} \quad (6.3)$$

Ao calcular o volume residual, têm se em conta o equilíbrio do volume dentro de cada célula e os valores próximos de zero indicam esse mesmo equilíbrio, no caso de existência de fontes dissipadoras como poços, furos, zonas recarga e descarga os resultados obtidos serão mais elevados nesses locais e não é verificado equilíbrio de volume residual.

O resíduo obtido através deste último cálculo deve ser de zero para todas as células e ao examinar a matriz (*raster*) de saída é necessário procurar os valores diferentes de zero. Caso os valores de resíduos, positivos ou negativos, sejam muito elevados indicam uma produção ou perda de massa e os dados obtidos vão contra o princípio da continuidade indicando a inconsistência do conjunto de dados de entrada. Caso tal se suceda é necessário ajudar os dados de entrada, caso contrario as modelações efetuadas não irão obter resultados fidedignos.

Quando são verificados padrões consistentes de valores residuais positivos ou negativos próximos de zero não é necessário ajustar dados e deve-se prosseguir para a tarefa seguinte.

Para a criação do ficheiro relativo ao volume residual, os dados de entrada solicitados pela ferramenta são relativos ao nível freático (cf. 4.3.4), porosidade (cf. 4.3.2 e 4.3.3), espessura do solo (cf.4.3.6) e transmissividade (cf. 4.3.7) calculados previamente.

Inicialmente foi calculado o volume residual com a porosidade calculado de acordo com a textura do solo e segundo os parâmetros definidos por Rawls *et al.* (1982), (cf. 4.3.3) e o mesmo pode ser verificado no mapa da Figura 6.1. Se forem apenas observados os valores de volume residual podemos considerar os dados consistentes, uma vez que tanto o valor mínimo como o máximo se encontram próximos de zero, no entanto é possível observar à falta de dados numa quantidade substancial de células devido ao valor zero atribuído à porosidade nas células de área social.

Pelos motivos enunciados os dados de entrada relativa à porosidade foram alterados introduzindo a variável produzida através dos valores de porosidade dos meios geológicos segundo Marsily (1986). Através da alteração de uma das variáveis de entrada os resultados obtidos que podem ser visualizados no mapa da Figura 6.2 foram os considerados para o prosseguimento do processo, uma vez que os valores residuais obtidos são mais próximos de zero.

Através do mapa com os valores do volume residual é possível verificar a consistência dos dados através do resíduo em que tanto o valor máximo observado como o mínimo estão próximos de zero.

Obtido o mapa do volume residual e verificada a consistência do volume dos dados foram realizados os passos seguintes relativos ao fluxo e velocidade de Darcy.

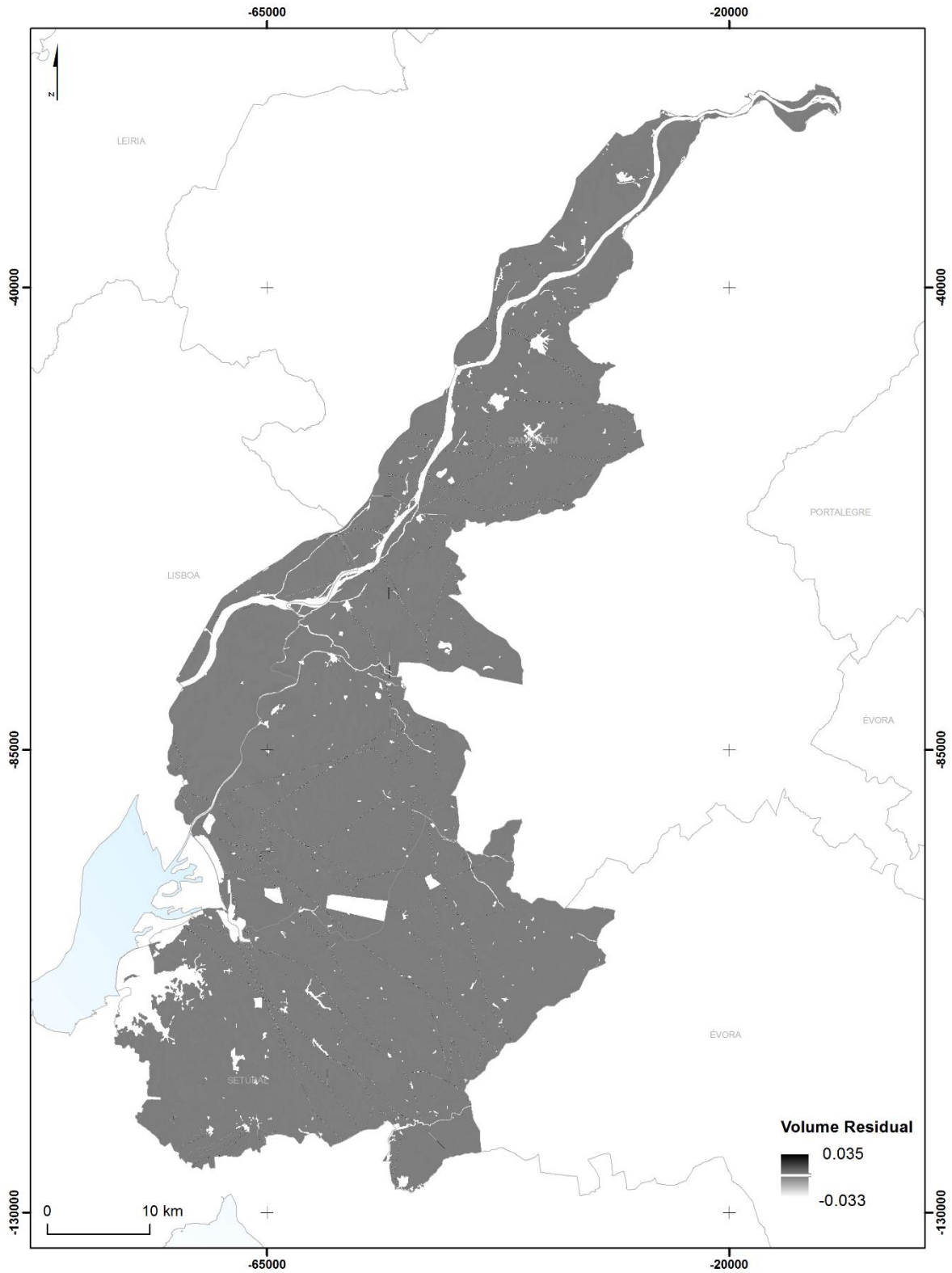


Figura 6.1 - Volume Residual calculado com os valores de porosidade da textura do solo e obtido através da ferramenta Darcy Flow

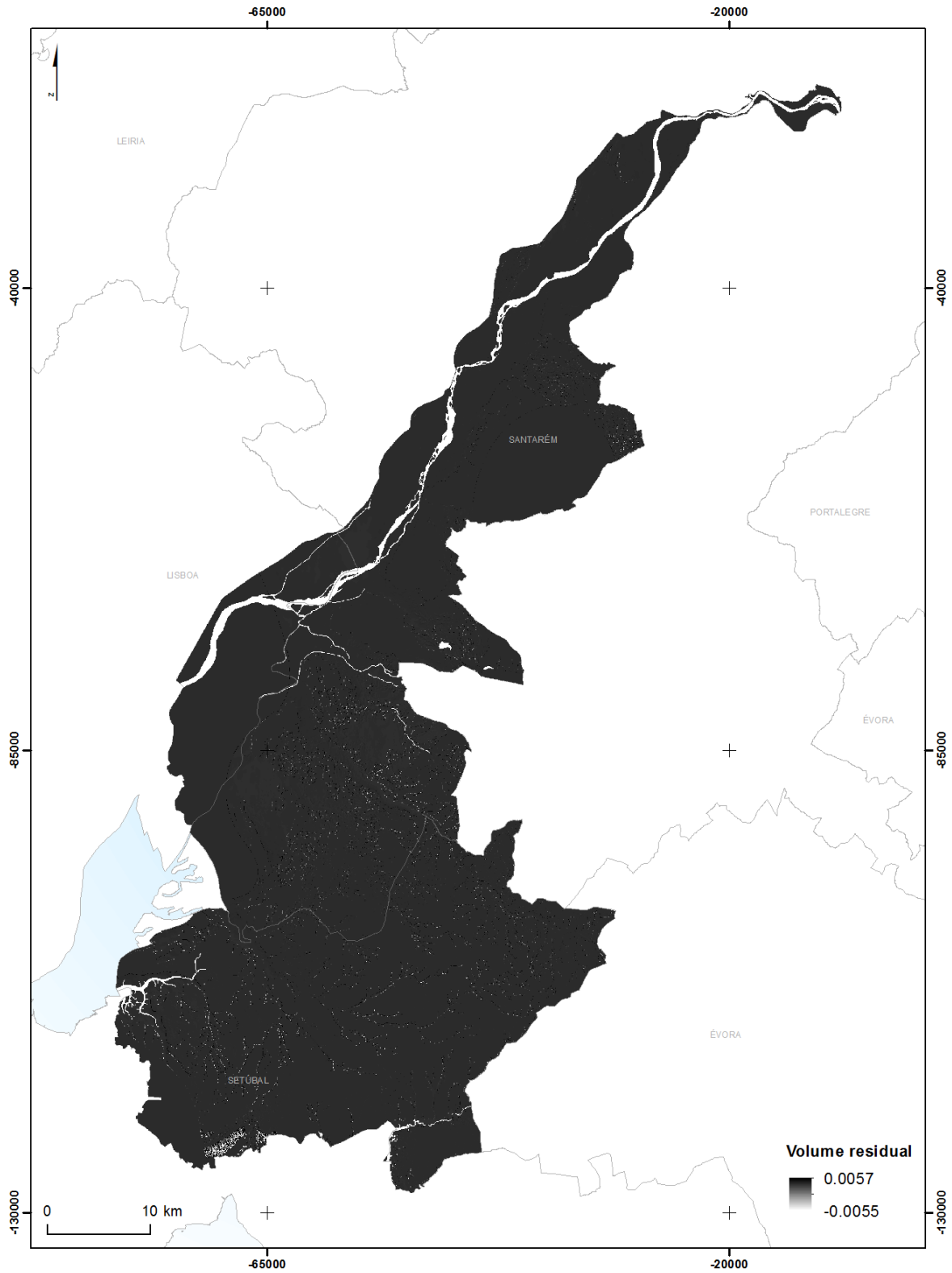


Figura 6.2 - Volume residual calculado com os valores de porosidade da geologia e obtidos através da ferramenta Darcy Flow

6.2. Fluxo de Darcy

O segundo objetivo da ferramenta *Darcy Flow Analysis* é calcular o campo de fluxo de acordo com a Lei de Darcy. O campo de fluxo referido é produzido em estrutura vetorial das águas subterrâneas e a velocidade de fluxo e o escoamento são produzidos em estrutura matricial (*raster*) de magnitude e direção respetivamente.

Para calcular os vetores de fluxo de cada célula as equações utilizadas são abreviadas a partir da média aritmética de $U_{x(i-\frac{1}{2},j)}$ e $U_{x(i+\frac{1}{2},j)}$ dividido pela porosidade $n_{i,j}$ e a espessura $b_{i,j}$ do centro da célula, para se atribuir a velocidade de escoamento V_x para a mesma, ou seja:

$$V_x = \frac{T_{i,j}}{n_{ij} \times b_{i,j} \times \Delta x} \left[\frac{T_{i+1,j} (T_{i-1,j} + T_{i,j}) (h_{i,j} - h_{i+1,j}) + T_{i-1,j} (T_{i,j} + T_{i+1,j}) (h_{i-1,j} - h_{i,j})}{(T_{i,j} + T_{i+1,j}) (T_{i-1,j} + T_{i,j})} \right] \quad (6.4)$$

É necessário utilizar o centro da célula para que o valor obtido represente o centro da mesma. Os valores obtidos são convertidos em direção e magnitude com coordenadas geográficas para serem armazenados como tal, caso os limites das células terem a informação incompleta são copiados os valores da célula interior mais próxima.

As variáveis de entrada para o cálculo da direção e magnitude dos fluxos de água subterrâneas são as mesmas que foram utilizadas para calcular o volume residual. A caixa de ferramentas permite com a utilização *Darcy Flow* que os três mapas sejam calculados em conjunto e com o *Darcy Velocity* que apenas seja calculada a direção e magnitude do fluxo. Como tal as variáveis utilizadas para dar origem aos mapas seguintes foram o nível freático, a porosidade, espessura do solo e a transmissividade.

O mapa da Figura 6.3 é relativo à direção dos fluxos de água subterrânea e o mapa da Figura 6.4 é relativo à magnitude de fluxo de água subterrânea.

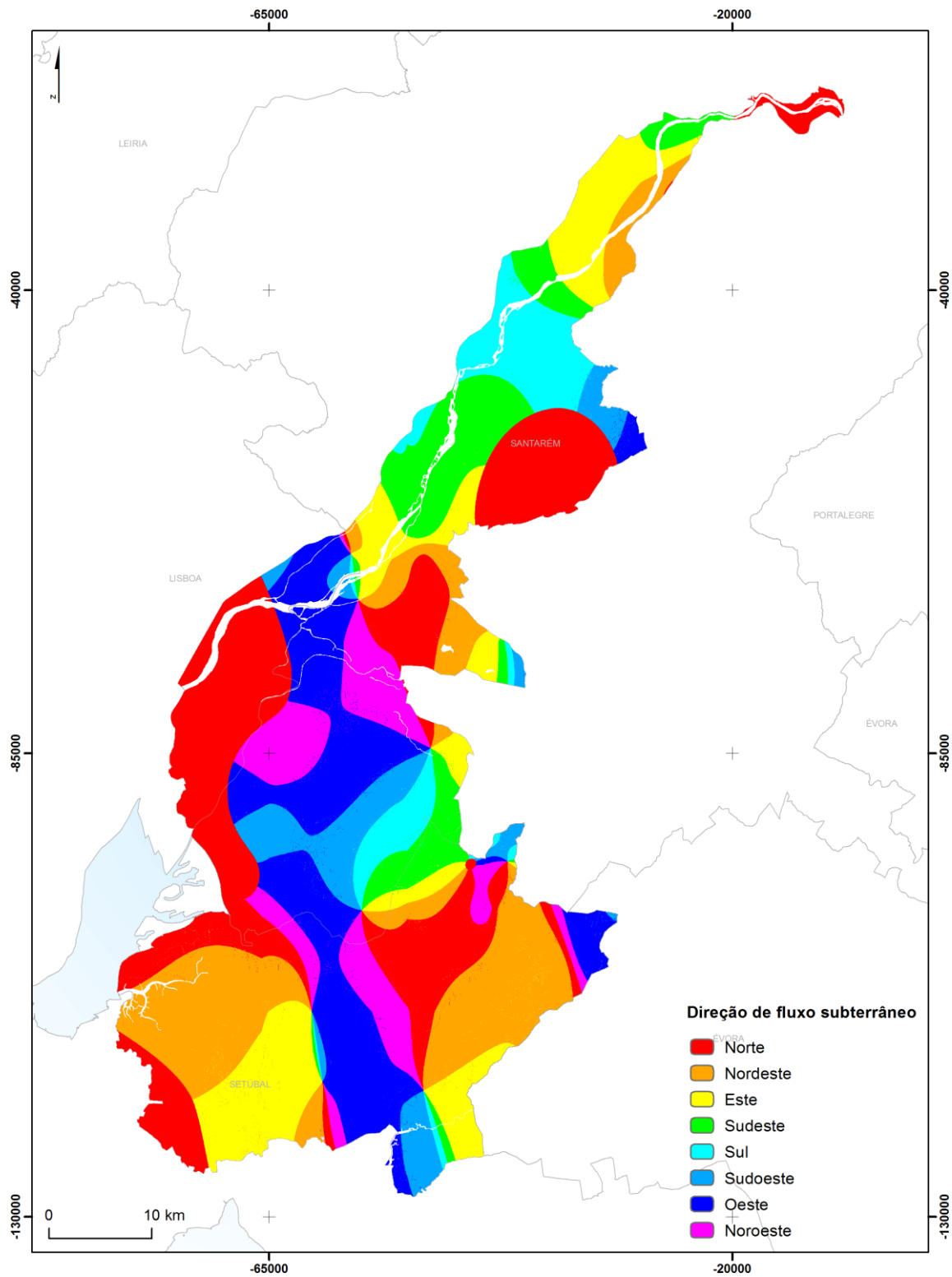


Figura 6.3 - Direção de fluxo subterrâneo na zona vulnerável a nitratos do Tejo

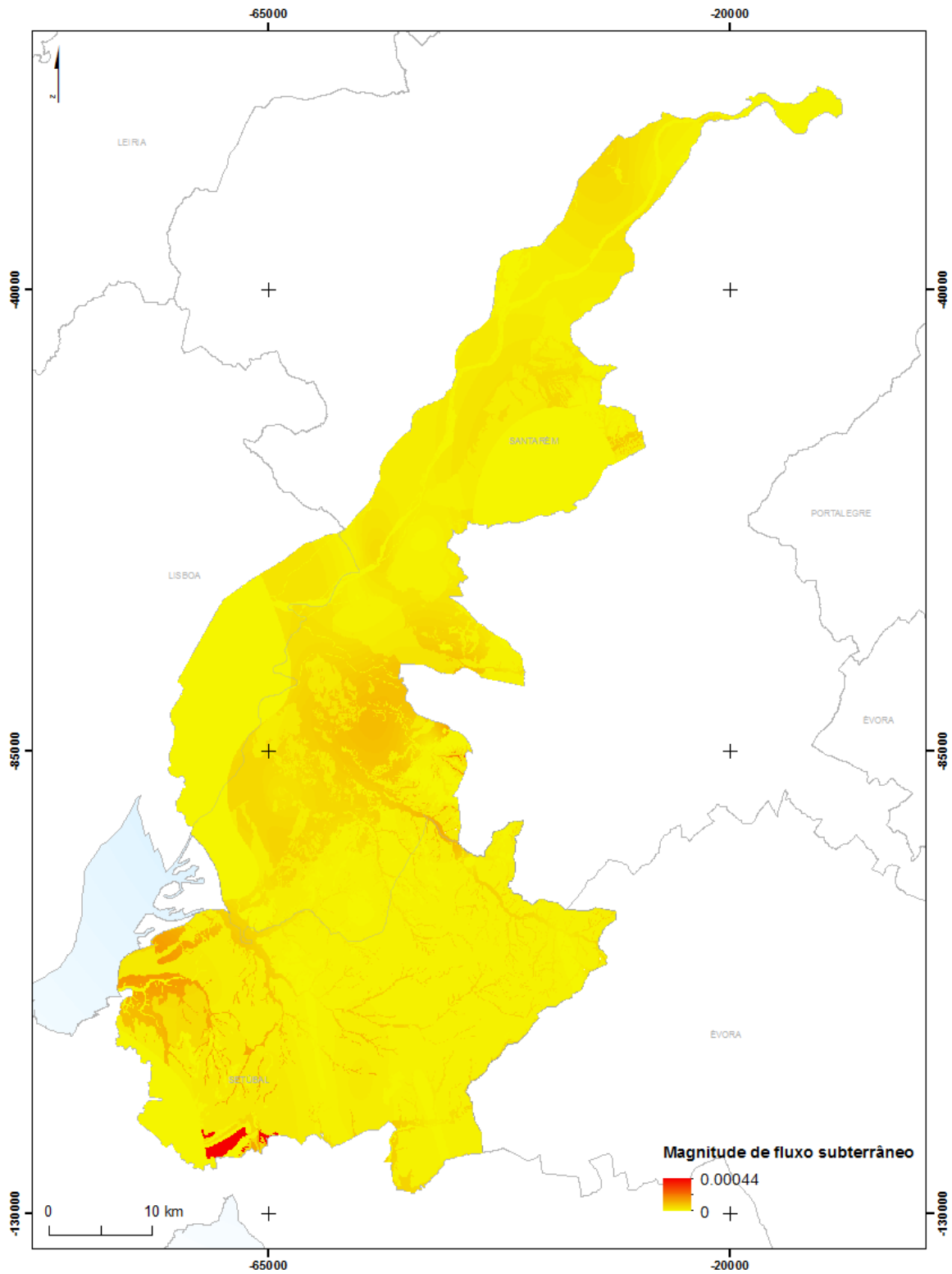


Figura 6.4 - Magnitude de fluxo subterrâneo na zona vulnerável a nitratos do Tejo

O Quadro 6.1 é relativo a direção do fluxo de águas subterrâneas e o número de pixéis e percentagem correspondente. Assim, a direção em que fluxo de água é mais evidente é na direção norte, nordeste, oeste e este. A direção sudoeste de fluxo de água é a menos observada na área de estudo à qual corresponde apenas 6,48% dos pixéis.

Quadro 6.1- Direção do fluxo de águas subterrâneas

Direção do Fluxo	Nº de pixéis	%
Norte	5867962	24,90
Nordeste	3986408	16,91
Este	3110703	13,20
Sudeste	2066393	8,77
Sul	1526483	6,48
Sudoeste	1518322	6,44
Oeste	3625152	15,38
Noroeste	1866099	7,92

Depois de determinada a velocidade do fluxo e o seu escoamento pode ser realizada a modelação do fluxo das águas subterrâneas efetuada pela ferramenta na qual também é calculado o volume dentro de cada célula que deve ser reduzida na ausência de fontes ou furos.

O fluxo e a velocidade de Darcy em conjunto com as ferramentas *Particle Track* e *Porous Puff* podem realizar a dispersão dos componentes nas águas subterrâneas, esta metodologia é no entanto dependente da profundidade do furo.

6.3. Movimentação das partículas

A caixa de ferramentas *Particle Track* realiza o algoritmo de rastreamento de partículas, utilizando um preditor-corretor que indica o local futuro de uma partícula com base no campo de velocidade local a partir da interpolação do centróide das células mais próximas. A localização sucessiva das partículas não está vinculada à resolução ou a localização das células para que as mesmas possam fluir através do campo da velocidade do fluxo.

Tal como é demonstrado na Figura 6.5 a) a partir do ponto da fonte poluente identificado, a velocidade v é calculada com base no centro das quatro células mais próximas a partir de uma função de interpolação linear.

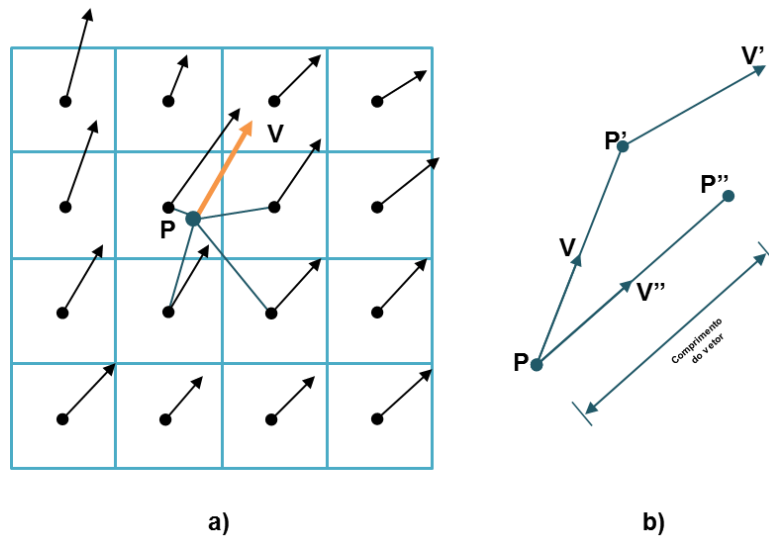


Figura 6.5 - Cálculo da velocidade v local (a) e determinação do percurso (b)

A direção do percurso (Figura 6.5 b)) é realizada a partir de um método de preditor-corretor, a partir do ponto inicial P cuja localização é, tal como referido anteriormente, independente das células; a velocidade V é interpolada pelo centro das células vizinhas e utilizada para prever o local seguinte da partícula a uma distância determinada (*Step Length*). Num ponto P' é interpolado um novo vetor de velocidade V' a partir das células vizinhas e da média com V para criar uma velocidade correta V'' que vai ser utilizada para localizar o ponto P'' que é utilizado como o ponto de origem da localização seguinte, e assim sucessivamente, até encontrar o tempo especificado ou até que a partícula migre para fora da área de estudo ou entre numa depressão (Figura 6.6).

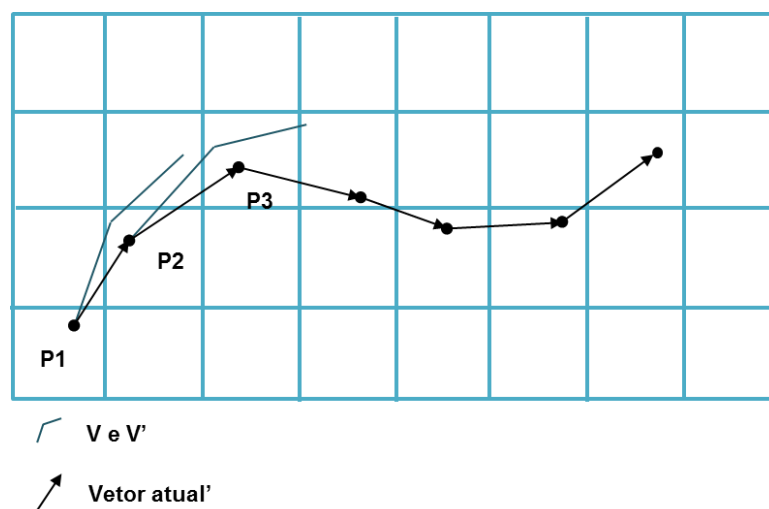


Figura 6.6 - Informação cumulativa guardada no ficheiro *Track File*

O ficheiro originário desta ferramenta guarda a localização (x, y) de cada ponto **P**, o comprimento do vetor bem como a direção e magnitude do fluxo.

Para a utilização desta ferramenta foram introduzidos os mapas resultantes do processo anterior, referentes à direção e magnitude do fluxo e as coordenadas (x, y) de cada furo ou poço localizados na área de estudo e identificados os movimentos que as partículas poluentes teriam sem condicionantes de tempo. A ferramenta exporta dois ficheiros, um em formato TXT. e um ficheiro vetorial do tipo shapefile, para a medida do vetor utilizou-se o valor que vem por defeito, que é metade do tamanho da célula, ou seja, 5 metros.

Dos 76 pontos de qualidade retirados a partir do SNIRH foram criados 64 ficheiros txt com as informações de comprimento de vetor, localização dos pontos, direção e magnitude do fluxo bem como a respetiva shapefile. Os restantes pontos de qualidade não estão representados na figura uma vez que a direção de um contaminante iria migrar para fora da área de estudo.

Os resultados obtidos a partir da ferramenta que calcula o percurso das partículas em águas subterrâneas podem ser observados no mapa da Figura 6.7. A partir da observação e análise dos ficheiros constata-se que o movimento das partículas é limitado não só pelo fim de dados matriciais nas fronteiras da área de estudo mas também nos locais onde a magnitude é zero.

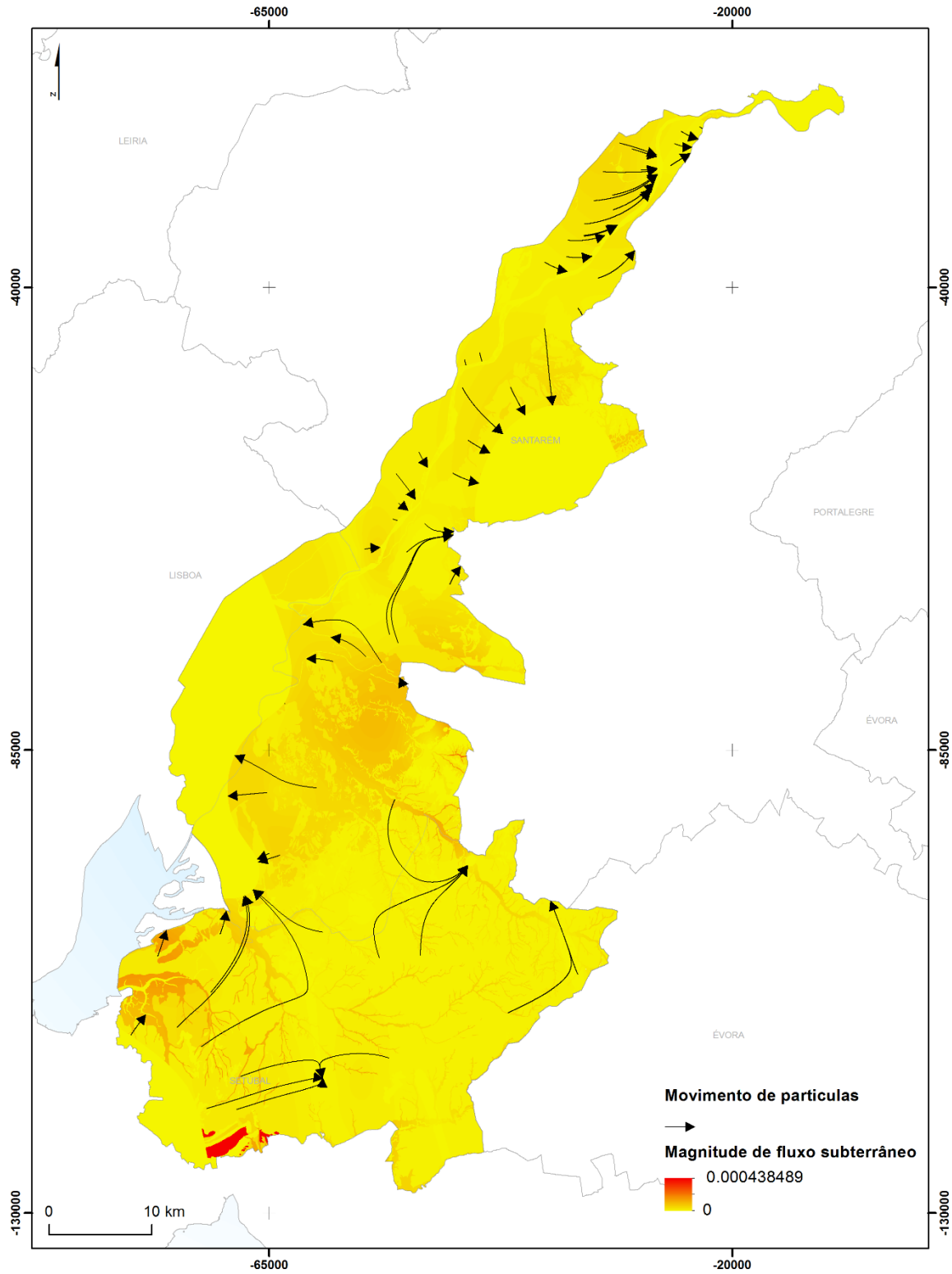


Figura 6.7 - Movimento das partículas em águas subterrâneas na zona vulnerável a nitratos do Tejo

6.4. Plumas de contaminação

O transporte de um soluto num meio poroso envolve dois mecanismos principais, a advecção e a dispersão hidrodinâmica. A advecção traça o transporte passivo de um soluto com o fluido de transporte e a dispersão é a mistura do soluto com o fluido de transporte através dos meios porosos.

A ferramenta *Porous Puff* calcula a dispersão hidrodinâmica (cf. 2.2.6) de um ponto inicial de um componente e como este é manipulado pela advecção durante o percurso do fluxo. A ferramenta assume que o aquífero é verticalmente misturado, ou seja, a concentração do fluido é a mesma ao longo de uma secção vertical.

A equação utilizada no modelo do *Porous Puff* baseia-se na suposição da dispersão gaussiana de um ponto bidimensional com uma concentração inicial de zero:

$$c(X_L, X_T, t) = \frac{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{X_L^2}{\sigma_L^2} + \frac{X_T^2}{\sigma_T^2}\right)\right]}{\sqrt{2\pi\sigma_L^2}\sqrt{2\pi\sigma_T^2}} \frac{Me^{-\lambda t}}{nRb} \quad (6.5)$$

Onde M é referente à massa de soluto lançado na origem, em unidades de massa; n como a porosidade do aquífero, R como a retardação, b referente à espessura do aquífero e σ_i^2 à variância da distribuição gaussiana nas direções longitudinais e transversais.

A Figura 6.8 apresenta a forma elíptica de dispersão obtida com a ferramenta *Porous Puff* através de uma função de distribuição bivariável gaussiana.

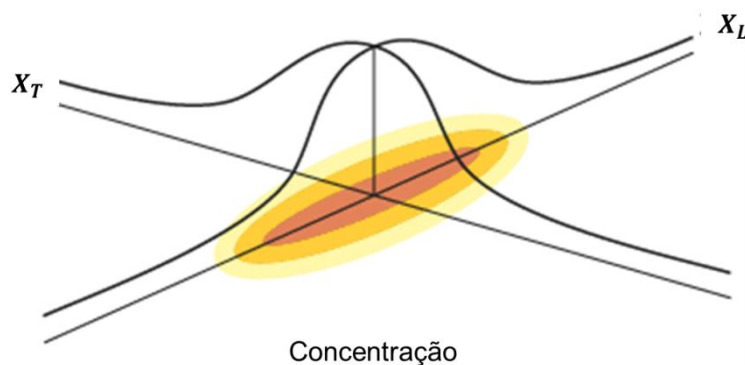


Figura 6.8 - Forma elíptica originada tendo em conta a função bivariável Gaussiana

Para a aplicação desta ferramenta é necessário introduzir obrigatoriamente o ficheiro .TXT obtido a partir do *Particle Track* uma vez que é neste ficheiro que se encontram os dados

com as informações de comprimento de vetor, localização dos pontos, direção e magnitude do fluxo; o ficheiro matricial da porosidade utilizado para a criação da direção e magnitude do fluxo (cf. 6.2); a espessura do solo (cf. 4.3.6) e a quantidade de massa de poluente na origem. A aplicação permite ainda a introdução de outros parâmetros que apensar de serem obrigatórios já estão incluídos valores por defeito, que é o caso do tempo de dispersão, a dispersividade longitudinal, a dispersão, o fator de retardamento e o coeficiente de decadência.

Uma vez que nas variáveis dispersividade longitudinal, dispersão, fator de retardamento e coeficiente de decadência os valores são considerados por defeito, foi necessário encontrar estudos relativos aos parâmetros de transporte do poluente nitrato. Como tal Rossi *et al.* (2007) realizaram um estudo com o objetivo de obter os parâmetros de transporte de nitratos em amostras deformadas⁶ e indeformadas⁷ em dois perfis distintos (de textura média e textura fina ou pesada) de solo com a aplicação 50mg/L de nitrato. A tabela com os parâmetros calculados pelos autores deste estudo esta presente no Quadro 6.2. Os parâmetros apresentados no quadro são referentes à velocidade da água nos poros (v), ao coeficiente de dispersão (D), à dispersividade (λ) e ao fator de retardamento.

Quadro 6.2 - Parâmetros de transporte de nitratos (amostras deformadas e indeformadas) em solos de textura média e textura fina segundo Rossi *et al.* (2007)

Tipo de amostra	Solo	Parâmetros de transporte de Nitrato			
		v (cm/min ⁻¹)	D (cm ² /min ⁻¹)	R	λ (cm)
Deformada	Textura média	0,8175	0,3731	1,2070	0,4564
	Textura fina	0,1822	0,4460	0,9322	2,4479
Indeformada	Textura média	0,0936	0,1561	0,8102	1,6677
	Textura fina	0,0753	0,3488	0,6333	4,6303

O fator de retardamento é referente à razão entre a velocidade média da água num meio poroso e a velocidade média de determinada substancia dissolvida no referido meio. É comum o fator de retardamento ser utilizado como sinonimo para o fator de retenção, que é definido como a relação do tempo de uma substancia em análise, observada em fase estacionária para o tempo em que é observada em fase móvel sendo esta relação inversamente proporcional ao fator de retardamento. A equação que converte o fator de retenção para o fator de retardamento apresentada de seguida.

⁶ Amostra deformada refere à porção de material que se obtém ao modificar as condições em que se encontra no estado natural.

⁷ Amostra indeformada é referente à porção representativa do material que se obtém sem modificar as condições em que se encontra no seu estado natural.

$$R = \frac{1}{k+1} \quad (6.6)$$

Onde R é o fator de retardamento e k é o fator de retenção. Esta equação foi aplicada aos valores de retardamento atribuídos por Rossi *et al.* (2007) uma vez que foi identificado que devido à gama de valores aplicados pelos autores, estes correspondiam ao fator de retenção e não ao fator de retardamento. Apesar de incorreta e de poder induzir os interessados em erro, a utilização destes dois termos como equivalentes ainda é amiúde utilizada, mesmo no seio da comunidade científica.

Quanto ao coeficiente de decadência Kim *et al.* (1996) e, Lee e Kim (2002) desenvolveram procedimentos para determinar o uso ideal de fertilizantes tendo em conta os parâmetros de transporte dos nitratos nas águas subterrâneas e assumiram que uma proporção fixa de fertilizantes aplicados irá sofrer lixiviação para as águas subterrâneas e que o período de tempo entre a aplicação do fertilizante e a sua entrada no aquífero é representada por um intervalo de tempo constante. Os autores consideraram que nas águas subterrâneas o fator de decadência tem uma taxa específica. Frind *et al.* (1990) consideram que o coeficiente de decadência λ está relacionado com o tempo de meia vida do nitrato $t_{1/2}$ segundo a seguinte equação.

$$\lambda = \frac{0.693}{t_{1/2}} \quad (6.7)$$

Os autores consideram também que o tempo de meia vida dos nitratos se encontra entre 1 ano e 2,3 anos, no entanto este intervalo de tempo não pode ser generalizado uma vez que também é dependente da tipologia do aquífero. O intervalo de tempo utilizado para calcular o tempo de decadência foi de 2,3 anos convertidos em segundos.

Para a escolha dos locais a aplicar a ferramenta de modo a obter resultados distintos foi tido em consideração a textura do solo (cf. 4.3.3) e o uso do solo em conjunto com a direção de fluxo superficial, o valor de nitrato (mg/L) no poço escolhido.

O primeiro ponto escolhido é relativo ponto de qualidade da água 418/AG49 que se encontra num solo de textura franco-arenosa (grosseira) em que é praticado o regadio; o segundo ponto é relativo ponto de qualidade da água 377/262 que se encontra num solo de textura argilosa (fina) em que são praticadas atividades de regadio e por fim o ponto de qualidade de água 433/AG74 que se encontra num solo de textura franco-arenosa (grosseira) onde existem sistemas agroflorestais de sobreiro com pastagens.

Esta ferramenta foi aplicada para os três poços e calculada de ano a ano até ao máximo de dez anos desde que a massa de poluente é lançada no local. Para o poço 1 e 3 foram

utilizados os valores dos parâmetros de transporte de nitratos para a amostra indeformada de textura grosseira e para o poço 2 foram utilizados os parâmetros para a amostra indeformada para textura fina.

Quadro 6.3- Parâmetros utilizados para a criação das Plumas de Contaminação

Parâmetros	Poço 1 (418/AG49)	Poço 2 (377/262)	Poço 3 (433/AG74)
Massa	27,2	0.2478	1.1124
Dispersividade	1,6677	4,6303	1.6677
Dispersão	0,1561	0,3488	0.1561
Fator de retardamento	0,552425	0.612257	0.552425
Coeficiente de decadência		1,91086 ⁻⁰⁸	

A localização dos poços bem como a linha relativa à movimentação das partículas em águas subterrâneas está apresentada na Figura 6.9.

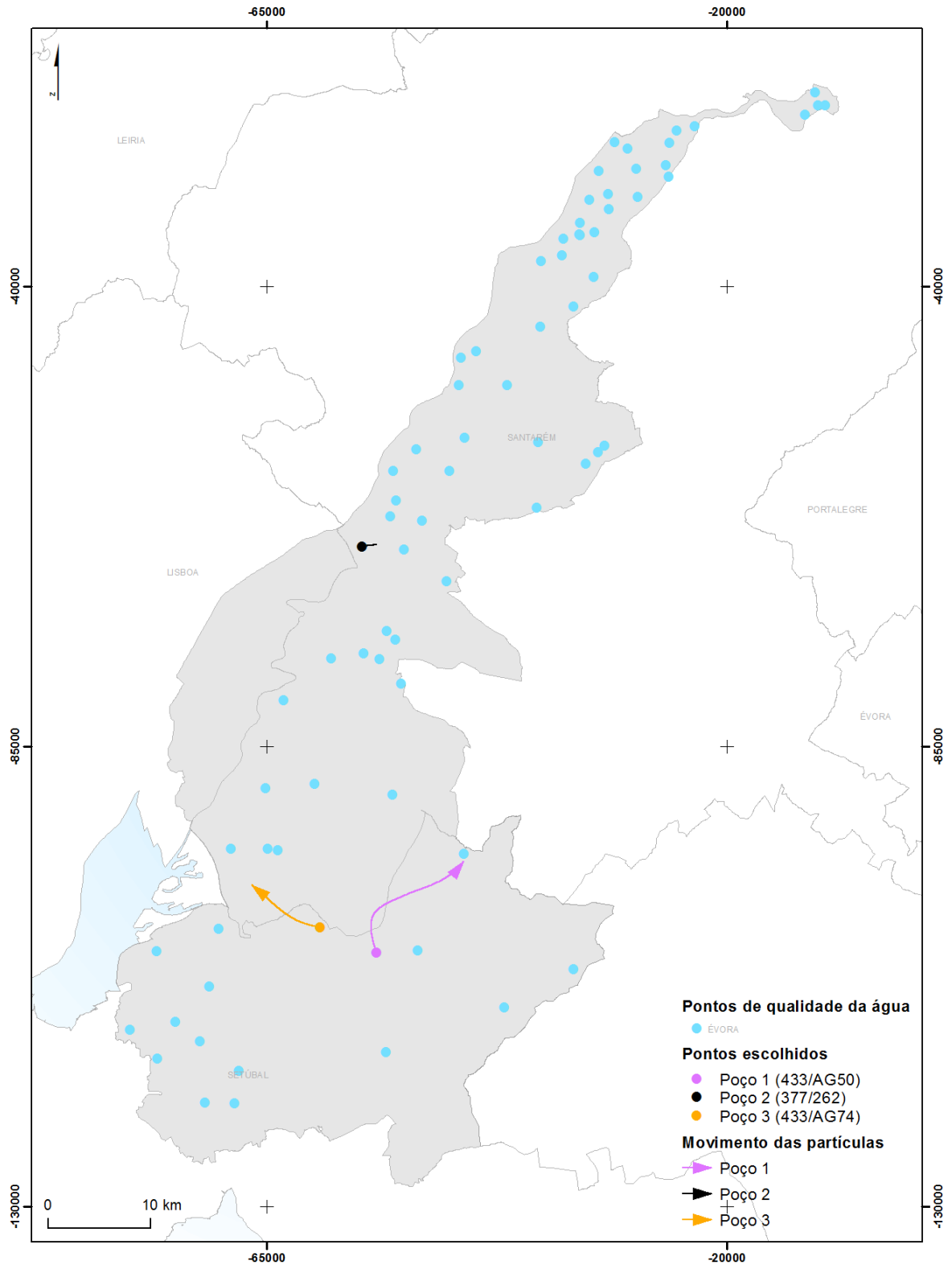


Figura 6.9 - Pontos de monitorização escolhidos para o cálculo das plumas de contaminação

Uma vez que a dispersão da contaminação de poluentes é extraída individualmente para cada um dos anos, foi necessário aplicar a ferramenta *Cell Statistics* da ESRI que determinou

na união dos ficheiros o valor máximo célula por célula. Foi também necessário a eliminação das células com o valor 0 para que a pluma tivesse visualização, para tal foi elaborada através do *Map Algebra* as seguintes condições para os três ficheiros relativos à dispersão da contaminação por nitratos:

$$\text{SetNull}("Plumas_poço1" == 0, "Plumas_poço1") \quad (6.8)$$

$$\text{SetNull}("Plumas_poço2" == 0, "Plumas_poço2") \quad (6.9)$$

$$\text{SetNull}("Plumas_poço3" == 0, "Plumas_poço3") \quad (6.10)$$

As plumas de contaminação de nitratos obtidas para o poço 1, poço 2 e poço 3 podem ser observadas nos mapas da Figura 6.10, Figura 6.11 e Figura 6.12 respetivamente.

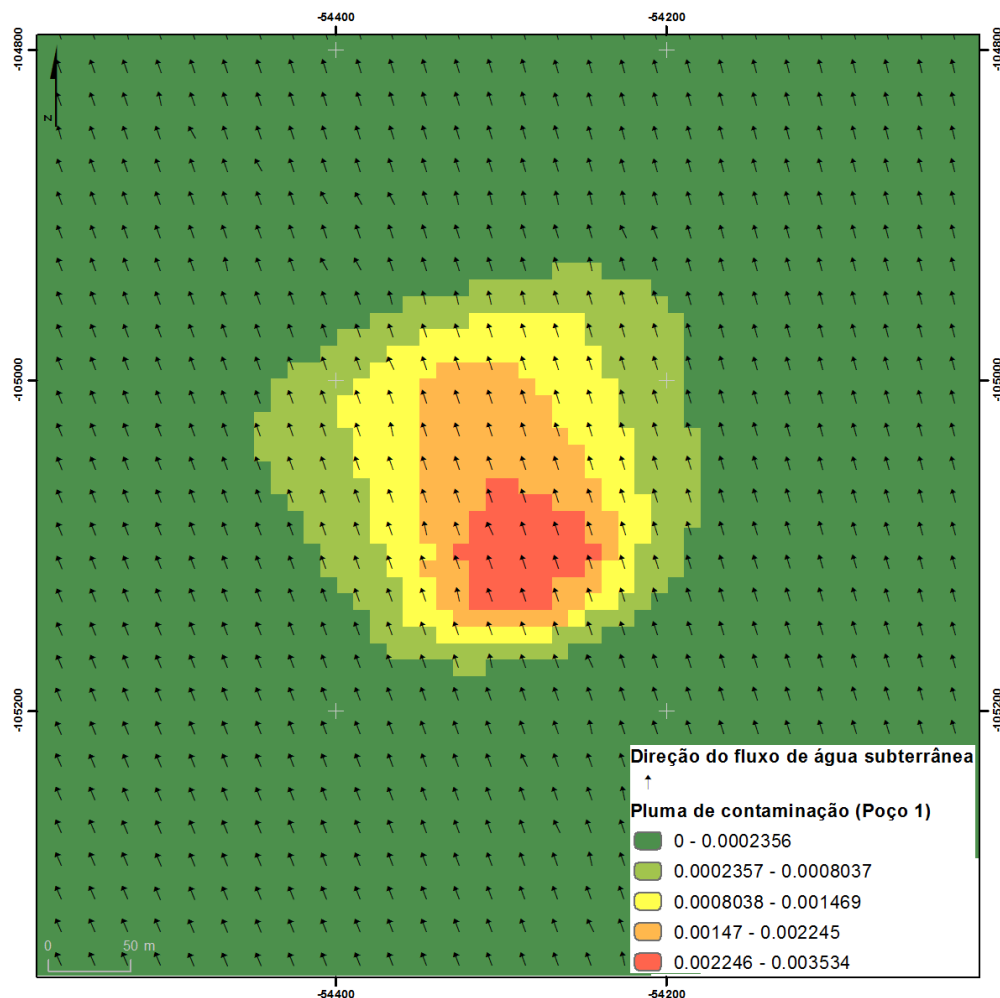


Figura 6.10 - Pluma de contaminação do poço 1

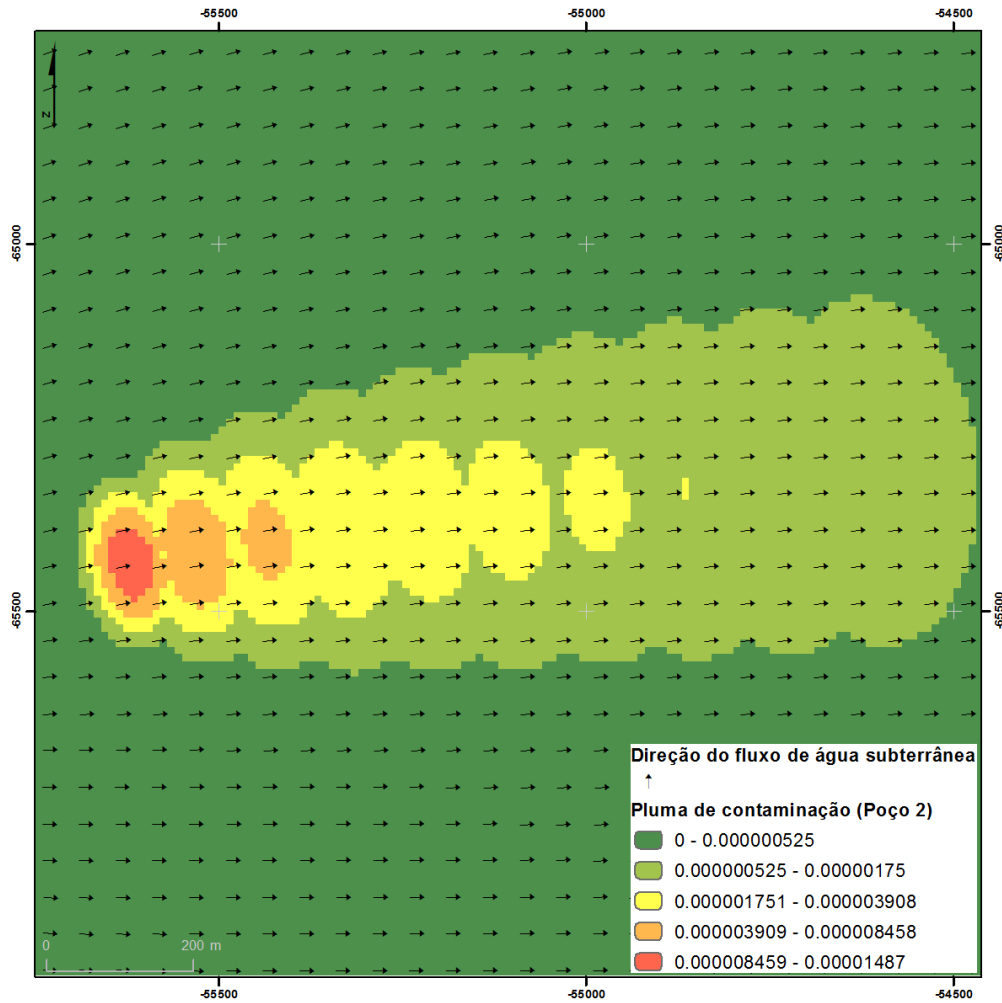


Figura 6.11 - Pluma de contaminação do poço 2

Através da observação das três plumas podemos indicar que os contaminantes introduzidos em solos de textura média (Poço 1 e Poço 3) independente do valor da massa têm tendência em concentrar-se mais no local da origem do poluente e expandir-se em largura. Por sua vez, um contaminante introduzido em solos de textura fina, como foi o caso do modelo efetuado para o poço 3, a tendência é de dispersão do poluente ao longo do tempo apesar da sua concentração mais intensa no local de origem do poluente.

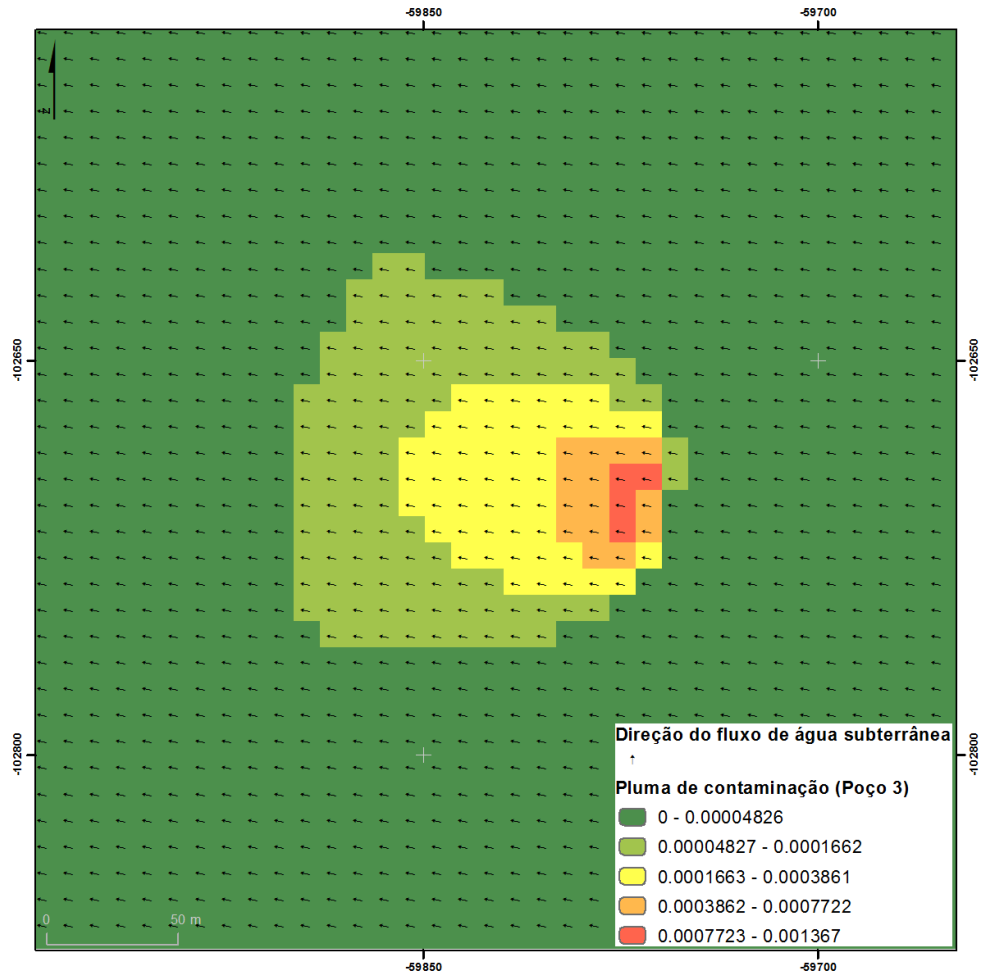


Figura 6.12 - Pluma de contaminação relativa ao Poço 3

As limitações da ferramenta *Porous Puff* são relativas a:

- Elipse de dispersão e a orientação da mesma são centradas na massa do soluto assumindo que a mesma se moveu ao longo do percurso atribuído nos dados de entrada.
- A porosidade e a espessura são interpoladas através do centróide da célula e não tem em conta as informações nas células adjacentes;
- O retardamento, o tempo, o coeficiente de dispersão e a dispersão são fornecidos como constantes no modelo.

6.5. Modelo matemático dinâmico de dispersão e difusão

Considere-se um meio recetor (massa de água) de uma descarga poluente. Ao ser injetado um determinado volume de uma substância poluente neste meio recetor (cujas densidades se supõe serem muito próximas), o volume inicial desta substância sofrerá uma dispersão gradual como resultado da difusão molecular, mesmo que a massa líquida do meio recetor esteja em repouso. Neste contexto, a difusão refere-se ao processo pelo qual as moléculas se misturam como resultado da energia cinética associada ao seu movimento aleatório.

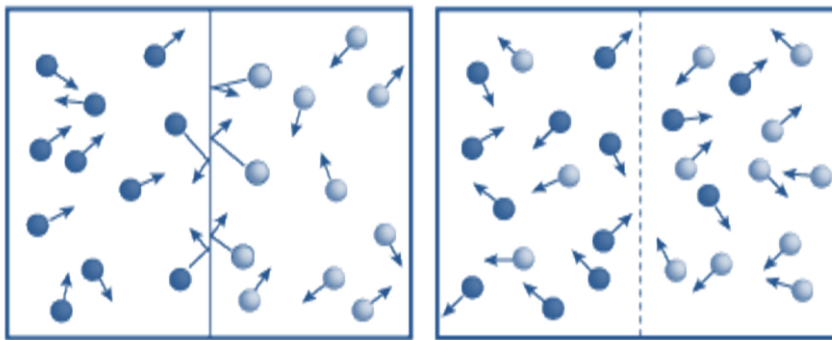


Figura 6.13 – Processo de difusão

Se, por outro lado, o meio recetor estiver em movimento e com números de Reynolds suficientemente elevados, o escoamento será turbulento e introduz um mecanismo adicional de advecção e de mistura (difusão) devido à turbulência. A difusão devida à turbulência é normalmente várias ordens de grandeza superior à difusão molecular, sendo esta última frequentemente omitida. A combinação dos processos de advecção e difusão produz dispersão. A difusão é descrita matematicamente usando-se as leis de Fick.

Com efeito, em situações em que existem gradientes de concentração de uma substância, ocorre um fluxo de partículas que tende a homogeneizar a dissolução e uniformizar a concentração. O fluxo homogeneizador deriva estatisticamente do movimento aleatório das partículas que dá lugar ao segundo princípio da termodinâmica (*i.e.*, movimento térmico casual das partículas). Este fluxo move-se no sentido oposto do gradiente e, se este é débil, pode ser aproximado através do primeiro termo da série de Taylor, resultando a lei de Fick:

$$\vec{J} = -D\nabla c \quad (6.11)$$

Sendo D o coeficiente de difusão do poluente de concentração c . Combinando a lei de Fick com a lei de conservação para o poluente c :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{J} = 0 \quad (6.12)$$

Resulta a equação de difusão ou segunda lei de Fick:

$$\frac{\partial c}{\partial t} - D \nabla^2 c = \frac{\partial c}{\partial t} - D \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) = 0 \quad (6.13)$$

Onde C é a densidade do material que difunde, t é o tempo e o símbolo 'nabla' (∇) representa o vetor operador diferencial

Deste modo pode-se entender a lei de Fick no contexto da difusão:

$$J \propto -D \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (6.14)$$

Onde D é um coeficiente de difusão (unidades de m^2/s) e J é o fluxo de massa de C . A massa vai de regiões de mais alta para mais baixa concentração.

E no contexto da dispersão:

$$J \propto -E \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (6.15)$$

Onde E é um coeficiente de dispersão (unidades de m^2/s)

Face ao exposto, torna-se óbvio que a estimativa de concentração de um determinado poluente, feita através de um conjunto de pontos amostrais, não pode ser realizada com recurso aos interpoladores tradicionais, e.g. *Spline* ou *IDW* (este mais adaptado pois promove o decaimento com a distância). Assim, optou-se por recorrer ao algoritmo *Difusion Interpolation With Barriers* da caixa de ferramentas *Geostatistical Analyst Tools* do ArcGIS.

Este algoritmo baseia-se na solução fundamental da equação de Fick. Os valores preditos através deste método fluem de forma suave em torno de barreiras. Na ausência de barreiras, os dados fornecidos pela interpolação de difusão são aproximadamente os mesmos da interpolação *Gaussiana* de *Kernel*.

Assim, este algoritmo é uma variante do polinómio de interpolação de primeira ordem em que a instabilidade nos cálculos é impedida usando um método similar àquele usado na regressão de limiar (*ridge regression*) para estimar os coeficientes de regressão. Este método é especialmente adaptado a situações em que a estimativa tem apenas um pequeno enviesamento (*bias*) e é muito mais precisa do que um estimador imparcial. Em Hoerl e Kennard (1970) podem ser consultados mais detalhes sobre este tipo de regressão.

Na interpolação polinomial local, o erro de previsão é estimado assumindo que o modelo está correto, i.e., que o número de condições espaciais é muito pequena em todas as localizações. Esta suposição é muitas vezes violada e o número de condições espaciais destaca as áreas onde as previsões e os erros padrão de previsão são instáveis. No modelo de suavização de Kernel, o problema com grandes erros-padrão de previsão é corrigido com o parâmetro de limiar (*ridge*) através da introdução de uma pequena quantidade de enviesamento nas equações.

Dado que o parâmetro de limiar recorre a um enviesamento para estabilizar as previsões, o seu valor deve ser tão pequeno quanto possível, mantendo a estabilidade do modelo. Detalhes deste processo podem ser encontrados em Gribov e Krivoruchko (2011).

O interpolador de difusão com barreiras usa o seguinte kernel radial simétrico:

$$e^{-3\left(\frac{r}{h}\right)^2} \quad (6.16)$$

Onde r is é um raio centrado no ponto s e h é a largura de banda.

A interpolação de difusão pode usar uma métrica de distância complexa, definida pela superfície de custo, a qual é uma função matricial que calcula o custo de movimento de uma célula para a seguinte. Neste contexto as regras de transição são bastante simples, estando diretamente relacionadas com a facilidade, ou não, da massa de água se deslocar. Desta forma, são identificadas as direções preferenciais de deslocação no sentido vertical, designadas de fator vertical (FV), e na direção horizontal, designada de fator horizontal (FH). Neste caso, como a modelação é feita no plano horizontal, apenas é utilizado o FH, que corresponde às direções de fluxos.

Para a integração das regras de transição foi utilizado o algoritmo *Path Distance*, da ESRI. Este método determina o custo mínimo acumulado do percurso entre uma origem e todas as células de uma matriz. Permite assim, calcular o custo acumulado sobre uma superfície de custo, mas também a distância de superfície real que deve ser percorrida e o FH e FV que influenciam o custo total de movimento de um local para outro. Esta função vai criar uma matriz de saída em que é atribuído a cada célula o custo acumulado do percurso a partir da célula fonte.

O algoritmo utiliza a representação de célula como um nó. Nesta representação o centro da célula é considerado um nó e cada nó está ligado aos nós adjacentes. Deste modo, para aplicar este método são necessárias três componentes: uma superfície de custo, o fator horizontal e o vertical.

Na superfície matricial de custo é atribuído a cada célula um peso proporcional a um custo associado aos fenómenos que estão a ser modelados ao passar através de cada célula. O fator horizontal influencia o custo total de movimento numa célula, sendo responsável por qualquer atrito horizontal encontrado. Para calcular este fator é necessário um processo composto por duas etapas: (i) calcula-se primeiro o sentido horizontal; e (ii) só depois o fator horizontal.

O objetivo da primeira etapa (i) é estabelecer a direção horizontal predominante, sendo definida em graus, com o zero (ou norte) a ficar em frente à célula de processamento e os valores aumentam no sentido horário, criando um círculo e retornando para si mesmo em 360 graus (Figura 6.14). Assim, a direção horizontal é definida para cada célula, identificando normalmente a direção com o menor custo horizontal do movimento em relação a célula de processamento.

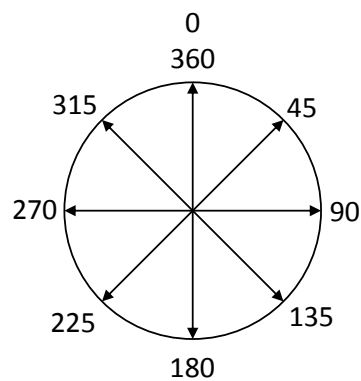


Figura 6.14 – Direções de difusão

Na segunda etapa (ii) determina-se o valor da posição da célula em relação à direção horizontal, sendo que, o valor que prevalece na célula de origem é a direção horizontal em movimento ou apenas a direção em movimento, *i.e.* é o ângulo relativo do movimento horizontal (*horizontal relative moving angle* [HRMA]) (Figura 6.15).

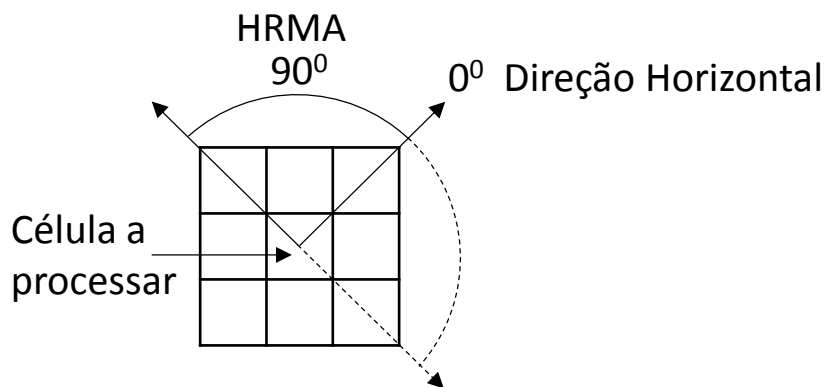


Figura 6.15 – Condicionamento das direções de difusão

A função utilizada no FH foi a de movimento em frente (*forward*) (Figura 6.16). Se o HRMA for inferior a 45 graus o HF é definido como o valor associado ao fator de zero, *i.e.* 0,5. Quando o HRMA é igual ou superior a 45 graus e menor de 90 graus, o HF é definido como o valor lateral, o qual por definição é assumido como 1. Se o HRMA é igual ou superior a 90 graus, o HF é definido como infinito. Na prática isto significa que a massa de terreno nunca pode voltar para trás ($HRMA \geq 90 \Rightarrow FH = \infty$), e que o movimento se processa preferencialmente num ângulo de 45°, visto que o custo de deslocação entre os 45° e os 90° é o dobro (de 1 para 0,5).

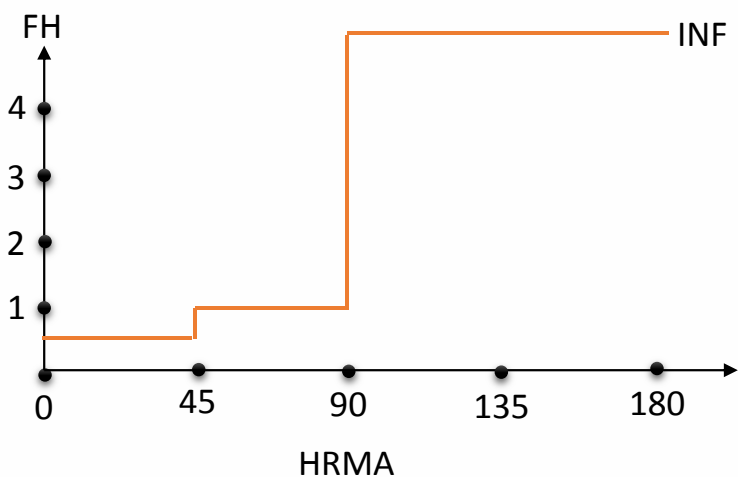


Figura 6.16 - Fator horizontal de movimento em frente

Na prática, o FH vai fazer com que as partículas poluentes sigam o fluxo da água subterrânea, sendo bastante penalizado qualquer desvio face a essa direção (mas não

impossível) e inviabilizado qualquer deslocação em sentido oposto ao do fluxo. A conjugação destes dados com a distância euclidiana inversa - pondera pelo fator de atenuação de concentração de nitratos - aos pontos com valores de amostra de poluente fornece a superfície de custo que vai condicionar a predição dos valores de nitratos.

Esta informação foi introduzida na ferramenta *Difusion Interpolation With Barriers* como *Input Flow Barrier*. A barreira de fluxo é usada para a interpolação de dados com direções preferenciais na variação de dados, com base na equação:

$$\begin{aligned}
 & \text{Indicador} \left(\begin{array}{l} \text{custo de ida para a célula vizinha} > \\ \text{custo de vinda da célula vizinha} \end{array} \right) * \\
 & \left(\begin{array}{l} \text{custo de ida para a célula vizinha} - \\ \text{custo de vinda da célula vizinha} \end{array} \right) + \quad (6.17) \\
 & \text{(distância entre as células)}
 \end{aligned}$$

Onde, indicador(verdadeiro) = 1 e indicador(falso) = 0.

O método, à semelhança do que foi feito para as plumas de dispersão, foi aplicado à zona envolvente de três poços com valores amostrais de concentração de nitratos.

As Figuras 6.17 a 6.19, representam a concentração de nitratos calculadas com base na metodologia descrita e correspondem ao Poço 1, Poço 2 e Poço 3 respetivamente.

Uma vez que a concentração calculada é efetuada para áreas pequenas e tem em conta o valor de massa do poluente recolhido nos pontos de monitorização de qualidade da água e a direção do fluxo de água subterrânea os resultados obtidos têm pequenas variações entre o valor máximo e o valor mínimo.

A partir da visualização dos três mapas observa-se que as alterações na concentração do poluente, ainda que suaves estão relacionadas com a direção do fluxo de água subterrânea. Nos resultados obtidos para a concentração de nitratos na área envolvente ao Poço 1 observa-se que a concentração aumenta na direção do fluxo de água subterrânea sendo que nas áreas em que a concentração é superior a direção norte do fluxo das águas faz com que a concentração de nitratos diminua nesta direção.

Nos resultados obtidos para a área envolvente ao Poço 2 observa-se que a direção do fluxo onde a concentração de nitratos é menor é orientada em direções diferentes, no entanto o fluxo acaba por encontrar a certa altura a mesma direção mas o fluxo acaba por se dirigir em direção aos valores de maior concentração.

Para a área envolvente ao Poço 3 é onde se encontra uma maior variedade de direções nos fluxos e também onde se observa que as concentrações de nitratos vão de acordo à sua direção. A partir dos resultados obtidos observa-se a situação contrária aos dois resultados anteriores uma vez que a concentração de nitratos em vez de aumentar na direção dos fluxos diminui. A forma como a concentração de nitratos se dispersa está relacionada com as diferentes direções observadas ao longo do mapa.

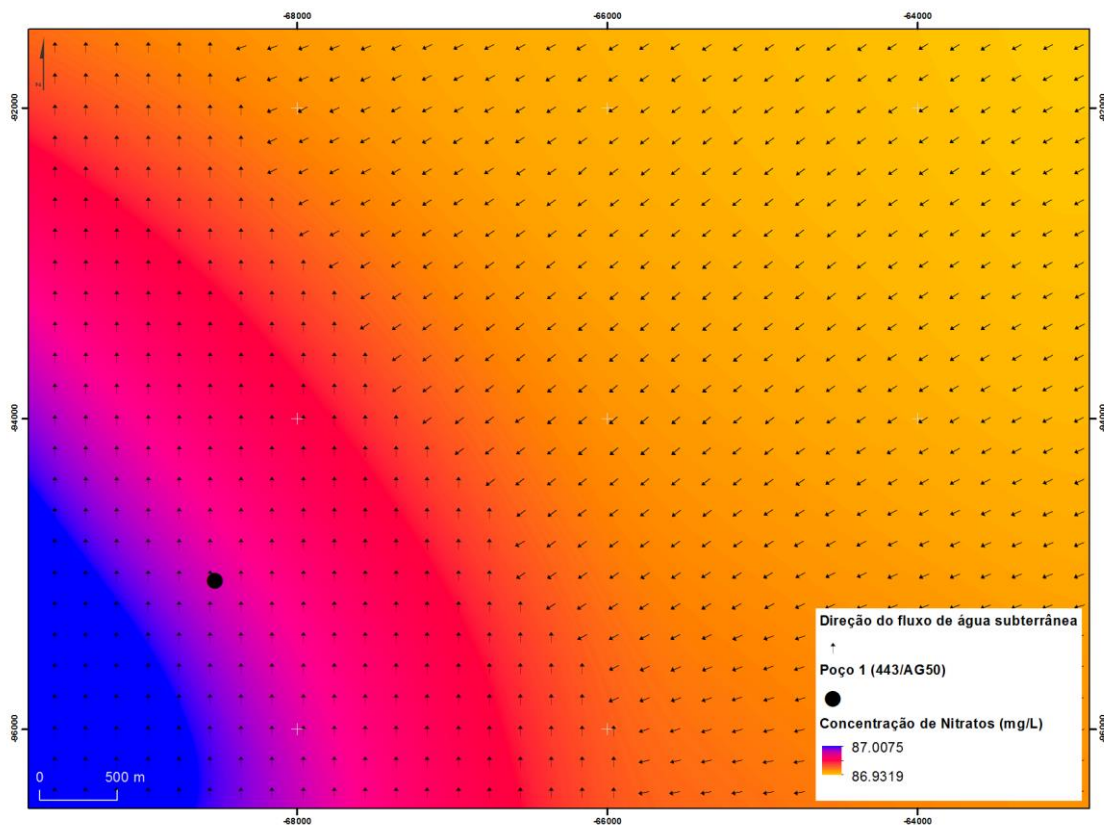


Figura 6.17 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 1

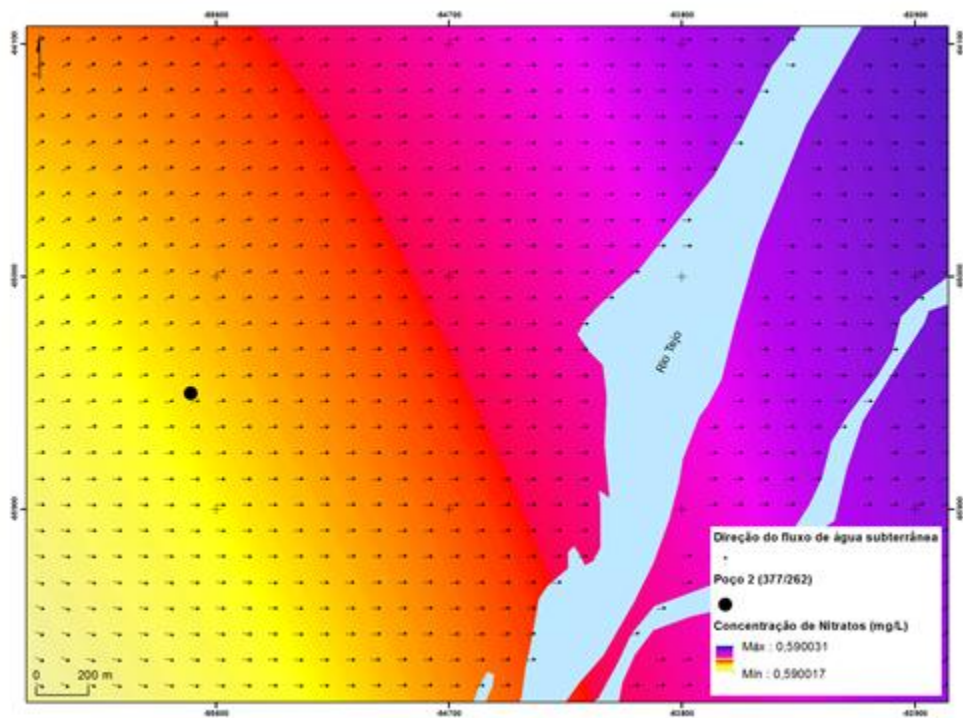


Figura 6.18 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 2

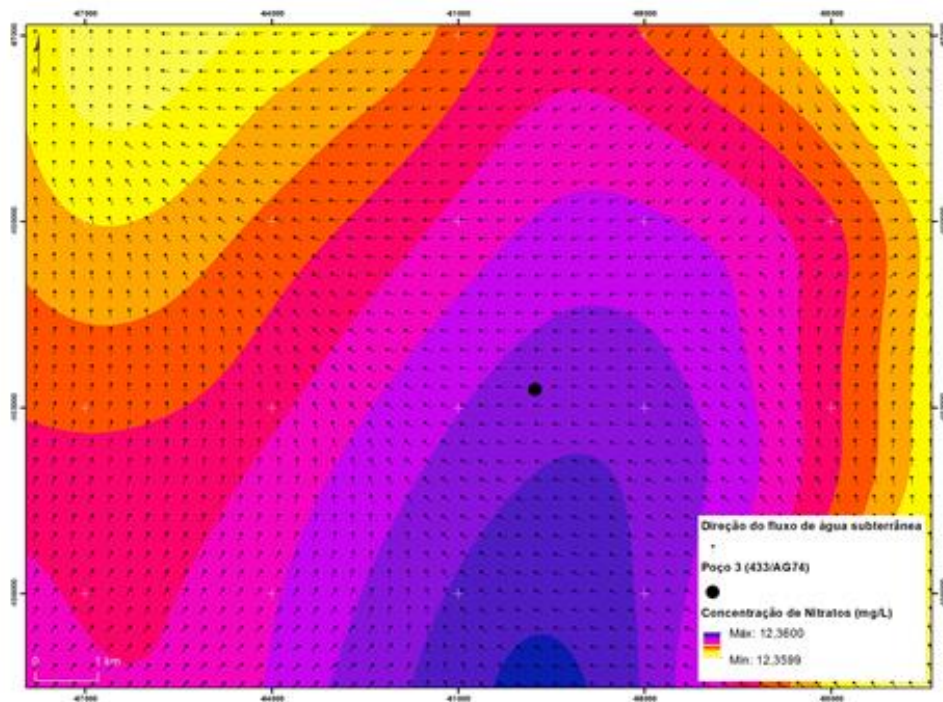


Figura 6.19 - Concentração de nitratos (mg/L) na área envolvente ao Poço 3

Capítulo 7. Conclusões

Os aquíferos no seu estado puro estão livres de contaminação, contudo qualquer alteração química ocorrente na água altera a sua qualidade e faz aumentar os seus custos de tratamento. Na atualidade assiste-se a uma crise relativa à quantidade e qualidade da água devido ao rápido crescimento populacional que faz aumentar a procura de água doce e ao uso indevido e excessivo de água.

Os principais problemas de qualidade da água estão relacionados com as substâncias de origem microbiológica e de contaminação orgânica provenientes das atividades humanas e depositadas no meio ambiente que comprometem os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Os nitratos são os contaminantes que causam maior preocupação na poluição das águas subterrâneas e a sua presença está ligada à agricultura pela aplicação excessiva de fertilizante de base azotada no solo. O azoto quando é utilizado em excesso retira nutrientes do solo e infiltra-se nos recursos hídricos subterrâneos e superficiais. Em locais onde é praticado o regadio os riscos de contaminação são superiores, uma vez que a água de rega pode arrastar os nitratos para as camadas mais profundas, nestes locais há tendência para aplicar quantidades excessivas de fertilizantes e porque a rega cria boas condições de humidade no solo com temperaturas favoráveis aos fenómenos de mineralização.

A proteção das águas subterrâneas e a preocupação pela quantidade e qualidade é um assunto cuja discussão tem aumentado nos últimos anos. De forma a controlar e prevenir a degradação das águas subterrâneas têm sido adotadas estratégias de gestão de recursos hídricos assentes em legislação e monitorização com critérios e objetivos de qualidade, mas também a utilização de métodos e técnicas adequados para a avaliação de vulnerabilidade dos aquíferos e a poluição das águas subterrâneas.

O principal objetivo da dissertação é relativo à avaliação de vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação de água subterrânea por nitratos provenientes de atividades agrícolas na zona vulnerável a nitratos do Tejo. Na zona vulnerável do Tejo está localizado o maior e mais importante sistema aquífero de Portugal Continental integrado na subunidade 'Bacia Terciária do baixo Tejo' onde são considerados três sistemas aquíferos: i) Aluviões do Tejo (T7), ii) Margem Direita (T1) e iii) Margem Esquerda (T3). Este sistema aquífero contribui para o abastecimento urbano, industrial e agrícola da região de Lisboa constitui um importante fator de desenvolvimento (Almeida *et al.*, 2000). A zona vulnerável a nitratos do Tejo surge com as restantes zonas vulneráveis em virtude das suas características hidrogeológicas e ocupação agrícola intensiva, sendo apenas em culturas temporárias de regadio é ocupada perto de 27% da área de estudo.

De forma a concretizar os objetivos propostos e avaliar a vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação de água subterrânea por nitratos foram aplicados modelos e produzidos mapas para estimar o grau de suscetibilidade à contaminação. Os mapas de vulnerabilidade constituem uma técnica para quantificar a sensibilidade dos recursos no seu ambiente e como uma ferramenta de visualização para tomada de decisões e o seu cálculo em ambiente SIG permite a recolha de dados espaciais e ao mesmo tempo permite a realização de processamento de dados como a georreferenciação, integração, agregação e análise espacial.

A avaliação da vulnerabilidade superficial à contaminação foi efetuada a partir do cálculo de três modelos subjetivos indexados. Este tipo de modelos combinam fatores de controle do movimento de poluentes desde a superfície até ao subsolo resultando em diferentes índices de vulnerabilidade ao longo da área de estudo. Os métodos utilizados foram o Índice DRASTIC de Aller *et al.* (1987), o método SI ou IS (índice de suscetibilidade) de Francés *et al.* (2001) e ainda a metodologia utilizada no âmbito da Reserva Ecológica Nacional para a tipologia 'áreas estratégicas de proteção e recarga de aquíferos'. Tanto o índice DRASTIC e a metodologia para a tipologia da REN calculam a vulnerabilidade intrínseca do aquífero, ou seja, apenas foram consideradas as características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas do meio aquífero, por sua vez o IS considera a vulnerabilidade específica do aquífero tendo em conta as características da ocupação do solo para além das características do aquífero.

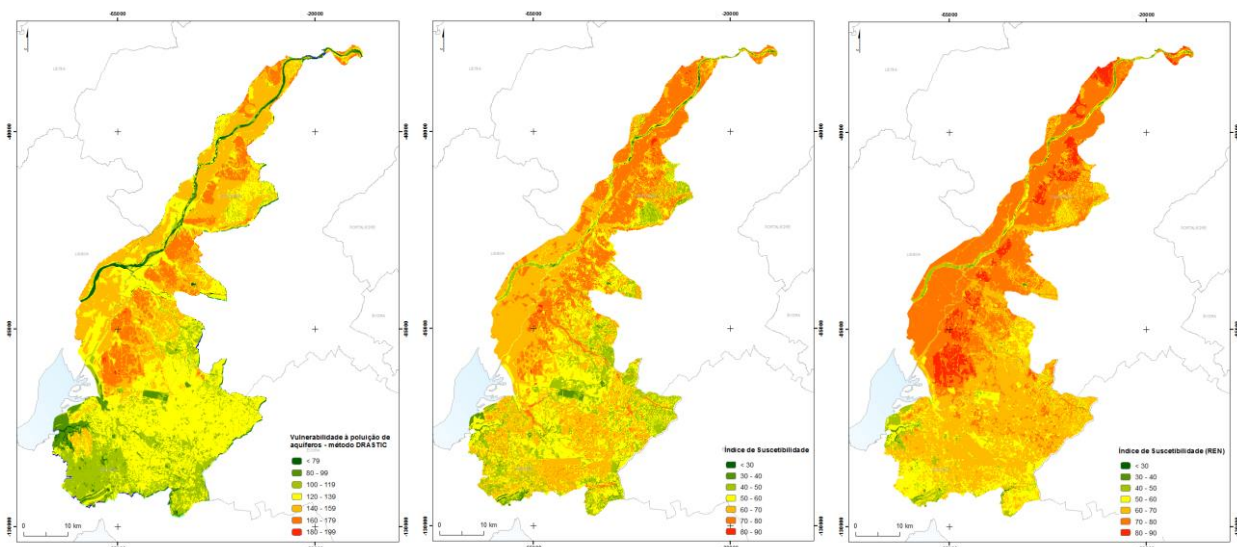
O índice DRASTIC resultante da soma ponderada de sete variáveis (profundidade da zona não saturada, recarga profunda de aquíferos, material do aquífero, tipo de solo, topografia, impacto da zona não saturada e condutividade hidráulica) não pretende, segundo os seus autores, não pretende encontrar locais "bons" ou "maus" apenas avaliar a vulnerabilidade da área tendo em conta que quanto maior o índice maior a vulnerabilidade à poluição dos aquíferos. No entanto são considerados locais de elevada vulnerabilidade as áreas que se encontrem com valores de índice entre o 161 e 200 e locais de vulnerabilidade muito elevada nos locais com índices entre o 201 e 226. Na aplicação do índice DRASTIC na área de estudo foram registados índices entre o 24 e o 118 e 36.49 % da área encontra-se na classe de vulnerabilidade alta e muito alta, não existindo áreas de vulnerabilidade extrema. As fragilidades do índice DRASTIC encontram-se na redundância devido à introdução de três parâmetros relativos às características geológicas do aquífero (Ribeiro, 2005) e na subjetividade inerente à conversão de escalas físicas na escala de 10 categorias (Carvalho, 2013).

O IS trata-se de uma adaptação do índice anterior em que são eliminados dois dos parâmetros provenientes da geologia, neste caso o impacto da zona não saturada e a

condutividade hidráulica e ainda fator relativo ao tipo de solo. É, no entanto adicionado um novo parâmetro relativo ao uso do solo, sendo os restantes parâmetros iguais aos utilizados pelo índice DRASTIC, quanto aos pesos dos parâmetros têm de se multiplicar por 10. O peso que cada parâmetro assume no mapa acaba também por ser alterado em comparação ao índice anterior. O índice de suscetibilidade pode encontrar valores de índice entre 1 e 100 e as classes com índices superiores a 70 são as que encontrar maior vulnerabilidade à poluição. Na área de estudo foram obtidos valores de vulnerabilidade entre 13,8 e 88,62 e por sua vez na classe de vulnerabilidade elevada com o índice entre 70 e 80 está incluída 20,52 % da área de estudo, por sua vez na classe de vulnerabilidade muito elevada com índices entre os valores 80 e 90 está incluída 0,46% da área.

No índice calculado a partir da metodologia da REN para além de excluído o parâmetro relativo ao uso do solo foram também alterados os pesos a multiplicar por cada parâmetro. Esta metodologia é igual ao IS no que toca as classes de vulnerabilidade, desta forma os resultados obtidos variam entre 17,7 e 88,3, sendo que na classe de vulnerabilidade elevada há 35,52 % da área, na classe de vulnerabilidade muito elevada está incluída 5,43 % da área.

Comparando os resultados obtidos através dos três métodos de avaliação de vulnerabilidade superficial à contaminação de aquíferos embora os resultados sejam semelhantes no que toca às áreas de elevada e muito elevada vulnerabilidade e suscetibilidade, quando observados os três mapas em conjunto há claras diferenças entre os dois primeiros métodos e a metodologia da REN em que são observadas em destaque as classes de suscetibilidade elevada e muito elevada. No método DRASTIC observa-se que as classes de vulnerabilidade insignificante, baixa e muito baixa têm maior destaque do que nos outros dois métodos.



A avaliação da

vulnerabilidade subterrânea à contaminação de aquíferos foi efetuada a partir de modelos

baseados em processos que tiveram como base o uso da caixa de ferramentas *Groundwater* da ESRI. Esta caixa de ferramentas baseada na lei de Darcy permitiu calcular os fluxos de águas subterrâneas em direção e magnitude, modelar o percurso das partículas poluentes e calcular a dispersão hidrodinâmica de um ponto inicial de poluente.

O ponto de partida com a utilização desta caixa de ferramentas é calcular o volume residual para cada célula cujo resultado deve ser o mais próximo de zero sendo que valores residuais muito elevados poderiam comprometer os resultados futuros. Para a realização desta tarefa foram efetuadas duas experiências com dados de porosidade obtidos através da geologia e através da textura do solo. Como os resultados mais favoráveis são aqueles que se encontram mais próximos de zero foi utilizada a variável da porosidade obtida através da geologia mas também por ser a variável com menor número de pixels sem valores. Uma vez verificada a consistência de dados é possível calcular a velocidade do fluxo cujos dados de saída são relativos à direção e magnitude de fluxo, onde se identificou que existe maior percentagem de área a fluir da direção norte e menor para sudoeste.

A partir dos dois ficheiros relativos à direção e magnitude de fluxo e com as coordenadas (x, y) dos pontos de qualidade da água foi calculado o caminho e o tempo de viagem de uma partícula através do local de início e determinando a localização futura formando uma série de segmentos de linhas que indicam o percurso do contaminante. Calculados em 76 origens apenas 64 foram considerados, visto que para as restantes 12 localizações os contaminantes migravam para fora da área de estudo, não tendo sido colocado um período de tempo para o fim do percurso o mesmo foi calculado até que a partícula migre para fora da área de estudo ou entre numa depressão.

A ferramenta *Porous Puff* calcula a dispersão hidrodinâmica (cf. 2.2.6) de um ponto inicial de um componente e como este é manipulado pela advecção durante o percurso do fluxo. As plumas de contaminação foram calculadas de ano a ano até dez anos e em dois casos em locais cujo solo era de textura média e num dos casos para um local com o solo de textura ligeira. Através da observação das três plumas de contaminação é visível que nos locais em que o contaminante é depositado em solos de textura média a dispersão ocorre em largura enquanto no local de contaminação num solo de textura fina apenas do valor de massa depositada ser bastante baixo a tendência é de dispersão do poluente ao longo do tempo apesar da sua concentração mais intensa no local de origem do poluente. As áreas de maior risco de contaminação por nitratos são assim maiores em solos de textura ligeira.

As ferramentas de *Groundwater* utilizadas foram uteis para a modelação dos fluxos de águas subterrâneas, para a predição do comportamento do transporte dos contaminantes em águas subterrâneas e das plumas de contaminantes nessa área. Os resultados obtidos

mostraram-se uteis para possíveis medidas de tratamento na sucessão de acidentes com poluentes pois a delimitação da dispersão da pluma em diferentes períodos de tempo permite prever o comportamento do poluente e a sua área de influência. No entanto há que referir que a ferramenta *Porous Puff* embora seja útil tem algumas limitações relativas à elipse de dispersão que assume que foi sempre a mesma massa de soluto que se moveu ao longo de todo o percurso.

Referências Bibliográficas

- Agostinho, J.M. e Pimentel, M., 2005. Estudo de casos de boas práticas ambientais na agricultura. SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, ed., Porto.
- Alencão, A.M.P. e Reis, A.R., 2007. Contaminação de Águas Subterrâneas. Série Didáctica: Ciências Aplicadas n.º328, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H. e Petty, R.J., 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings, U.S. EPA Report 600/2-85/018, 1987.
- Almasri, M.N. e Kaluarachchi, J.J., 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, 343 (3-4), pp.211 – 229.
- Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R. e Gomes, A.J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Faculdade de Ciências de Lisboa e Instituto da Água.
- Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R. e Gomes, A.J., 2000a. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental - Bacia do Tejo-Sado (T). In Lisboa: Centro de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Instituto da Água, pp. 600 – 601.
- Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R. e Gomes, A.J., 2000b. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental - Sistema Aquífero : Aluviões do Tejo (T7). In Lisboa: Centro de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Instituto da Água, pp. 649 – 661.
- Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem da Água, 2013. Ficha técnica FT-QI-15 - Nitratos, Lisboa.
- Auge, M., 2004. Vulnerabilidad de Acuíferos: Conceptos y Métodos. Universidade de Buenos Aires.
- Barbosa, N.C., Venâncio, R., Assis, M.H.S., Paiva, J.B., Carneiro, M.A.C. e Pereira, H.S., 2008. Formas de aplicação de silicato de cálcio e magnésio na cultura do sorgo em Neossolo Quartzarênico de Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 38:290-296.
- Barboza, A.E.C., Rocha, S.F. e Guimarães, W.D., 2007. Estudo preliminar da vulnerabilidade do aquífero livre localizado na região de Ponta da Fruta, Vila Velha – ES; XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, Abril de 2007, INPE, p. 3279-3286
- Barrocu, G., Secci, R. e Uras, G., 2010. The SINTACS method for evaluating aquifer vulnerability to pollution and saltwater intrusion. 21st Salt Water Intrusion Meeting, Açores, Portugal, pp 367 - 370.

- Bear, J., 1979. *Hydraulics of Groundwater*. McGraw-Hill, New York. 567p.
- Bracho, J.J.C., Moreno, L.S., Nieto, A.M. e Mendez, A.L., 2004. Vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación. Disponível em www.uaaan.mx/DirInv/Resul_PI-04/ (índice por autor _ programa: ingeniería agrícola _ J. J. Cortés Bracho (2)).
- Brollo, M.J., Vedovello, R. e Oda, G.H., 2000. Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação através de um sistema gerenciador de informações geoambientais – um instrumento de gestão ambiental; XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Dezembro de 2000.
- Burrough, P. e McDonell, R., 1998. *Principles of geographical information systems*. Oxford University Press.
- Carvalho, G., 2013. Vulnerabilidade à Contaminação de Águas Subterrâneas: Comparação de Modelos Baseados no Método DRASTIC. *Cadernos de Geografia*, (no 32 - 2013), pp.289 – 299.
- Catani, F., Segoni, S. e Falorni, G., 2010. An empirical geomorphology-based approach to the spatial prediction of soil thickness at catchment scale. *Water Resources Research* 46: 1–15.
- Civita, M., 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica [Contamination vulnerability mapping of the aquifer: theory and practice]. *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale*, Pitagora Editrice.
- Civita, M., Chiappone, A., Falco, M.P. e Jarre., 1990. Preparazione de lla carta di vulnerabilità per Lari localizzazione di um impiantopozzi dell'acque sotterranee: Metodologie, Technologie e Obiettivi. Marano sul Parnaro.
- Civita, M. e De Maio, M., 1997. SINTACS: Un sistema paramétrico per la valutazione e la cartografia per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento, *Metodologia e automazione*. Pitagora Ed., Bologna.
- Cruz, J.A., 2012. Critérios hidrológicos principais para definição e fixação dos perímetros de protecção. *Associação Portuguesa dos Industriais de Águas Minerais Naturais e de Nascente*, pp.1 – 36.
- Deumlich, D., Schmidt, R. e Sommer, M., 2010. A multiscale soil–landform relationship in the glacial-drift area based on digital terrain analysis and soil attributes. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 843–851.
- Doerfliger, N. e Zwahlen, F., 1995. EPIK: a new method for outlining of protection areas: a water vulnerability assessment in karst environment. In: *Proceedings of 5th International Symposium on karst waters and environmental impacts*, Antalya, Balkema, Rotterdam pp.117–123.

- Doerfliger, N., e Zwahlen, F., 1998. Groundwater Vulnerability Mapping in Karstic Regions (EPIK) – Application to Groundwater Protection Zones. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Bern.
- Doerfliger, N., Jeannin, P.Y. e Zwahlen, F., 1999. Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol*, 39(2), pp.165–176.
- Doerfliger, N. e Zwahlen, F., 1997. - EPIK: A new method for outlining of protection areas in karstic environment. Em: Günay, G.; Jonshon, A.I. (Ed). International symposium and field seminar on karst waters and environmental impacts. Antalya, Turkey, Balkema, Rotterdam, pp. 117–123.
- Draquo, M., Vias, J., Andreo, B., Targuisti, K. e Stitou el Messari, J., 2008. A comparative study of four vulnerability mapping methods in a detritic aquifer under mediterranean climatic conditions; *Environ Geol*, 54:455-463.
- Durnford, D.S., Thompson, K.R., Ellerbrook, D.A., Loftis, J.C. e Davies, G.S., 1990. Screening methods for ground water pollution potential from pesticide use in Colorado agriculture. Completion Report Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, pp. 157–165.
- Erwin, M.L. e Tesoriero, A.J. (eds), 1997. Predicting groundwater-vulnerability to nitrate in the Puget Sound basin. United States Geological Survey Fact Sheet FS-061-97.
- Evans, B.M. e Myers, W.L., 1990. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC, *Journal of Soil and Water Conservation*, 45, pp.242–245.
- Fiuza, A., 2006. Reabilitação de Solos e Aquíferos Contaminados (Remediation of Contaminated Soils and Groundwater). Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Foster, S.S.D., 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy. Proceedings of International Conference: Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Noordwijk, Países Baixos.
- Foster, S.S.D. e Hirata, R.C.A., 1988. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Peru, 81p.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'elia, M. e Paris, M., 2006. Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. São Paulo: SERVIMAR, 114 p.
- Foster, S.S.D. e Hirata, R.C.A., 1995. Groundwater pollution risk evaluation: a methodology using available data. CEPI's – PAHO/WHO, Lima, Peru.

- Francés, A., Paralta, E., Fernandes, J. e Ribeiro, L., 2001. Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agricultural pollution: the susceptibility index. 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, Lisbon, Portugal, IAHR, 25 – 27 June, 2001.
- Francés, A.P. e Lubczynski, M.W., 2011. Topsoil thickness prediction at the catchment scale by integration of invasive sampling, surface geophysics, remote sensing and statistical modeling. *Journal of Hydrology* 405, 31–47.
- Freeze, R.A. e Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. C. Brenn e K. McNeily, eds., Englewood Cliffs: Prentice Hall, Inc.
- Frind, E., Duynisveld, W., Strelbel, O. e Boettcher, J., 1990. Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. *Water Resources Research* 26 (8), 1707–1719.
- Gallant, J.C. e Wilson, J.P., 2000. Primary topographic attributes. In: Wilson, J.P., Gallant, J.C. (Eds.), *Terrain Analysis: Principles and Applications*. Wiley, New York, pp. 51–85.
- Gogu R., Carabin, G., Hallet, V., Peters, V. e Dassargues, A., 2001. GIS-based hydrogeological databases and groundwater modelling, *Hydrogeology Journal*, 9(6), pp. 555-569.
- Gogu, R.C., e Dassargues, A., 2000. Current Trends and Future Challenges in Groundwater Vulnerability Assessment using Overlay and Index Methods, *Environ. Geol.*, 39(6), pp.549 – 559.
- Gogu, R.C., Hallet, V. e Dassargues, A., 2003. Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques. Application to the Néblon river basin (Belgium); *Environmental Geology*, 44, pp. 881-892.
- Goldscheider, N., Klute, M., Sturm, S. e Hotzl, H., 2000. The PI method: a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers, *Z Angew Geol*, 463, pp.157–166.
- Gorchev, H.G. e Ozolins, G., 2011. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization Press, 38(3), pp.104–108.
- Gribov, A. e Krivoruchko, K., 2011. Local polynomials for data detrending and interpolation in the presence of barriers. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 25, 1057-1063.
- Grohmann, C.H., Riccomini, C., 2009. Comparison of roving-window and search-window techniques for characterising landscape morphometry. *Computers & Geosciences* 35, 2164 – 2169.
- Guerrero, C.A.C., 2003. Estratégias de Controlo da Poluição das Águas Subterrâneas pelos Nitratos de Origem Agrícola. Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais da

Universidade do Algarve.

- Guisan, A., Weiss, S.B. e Weiss, A.D., 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143, 107–122.
- Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C. e McDonald, M.G., 2000. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.
- Heath, R.C., 2004. *Basic Ground-Water Hydrology*, Virginia: North Carolina Department of Natural Resources and Community Development.
- Hoerl, A.E. e Kennard, R.W., 1970. Ridge regression: biased estimation for nonorthogonal problems, *Technometrics*, 12, 55-67.
- Illés, G., Kovács, G. e Heil, B., 2011. Comparing and evaluating digital soil mapping methods in a Hungarian forest reserve. *Canadian Journal of Soil Science* 91, 615–626.
- Jenness, J., 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) Extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises.
- Johansson, P.O., Scharp, C., Alveteg, T. e Choza, A., 1999. Framework for groundwater protection the Managua Ground Water System as an example, *Ground Water*, 37(2), pp.204–213.
- Kim, Y.J. e Hamm, S., 1999. Assessment of the potential for ground water contamination using the DRASTIC/ EGIS technique, Cheongju area, South Korea. *Hydrogeol J.*, 7(2), pp.227– 235.
- Kim, C.S., Sandretto, C., Hostetler, J., 1996. Effects of farmer response to nitrogen fertilizer management practices on ground water quality. *Water Resources Research* 32 (5), 1411–1415.
- Konikow, L.F. e Bredehoeft, J.D., 1978. Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Ground Water. Vol. 7, Chap. 2 of USGS Techniques of Water Resources Investigations. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey.
- Kouli, M., Lydakis-Simantiris, N. e Soupios, P., 2009. GIS-based aquifer modeling and planning using integrated geoenvironmental and chemical approaches. In L. F. Konig e J. L. Weiss, eds. *Groundwater Modelling, Management and Contamination*. Nova Iorque: Nova Science Publishers, Inc., pp. 17–77.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.M., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C. e Mary, B., 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), pp.33–47.

- Lee, D.J. e Kim, C.S., 2002. Nonpoint source groundwater pollution and endogenous regulatory policies. *Water Resources Research* 38 (12), 1275.
- Lesschen, J.P., Kok, K., Verburg, P.H. e Cammeraat, L.H., 2007. Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in southeast Spain. *Catena* 71, 110–121.
- Liu, H., Bu, R., Liu, J., Leng, W., Hu, Y., Yang, L. e Liu, H., 2011. Predicting the wetland distributions under climate warming in the Great Xing'an Mountains, northeastern China. *Ecological Research* 26, 605–613.
- Liu, M., Hu, Y., Chang, Y., He, X. e Zhang, W., 2009. Land use and land cover change analysis and prediction in the upper reaches of the Minjiang River, China. *Environmental Management* 43, 899 – 907.
- Laboratório Nacional de Engenharia Civil [LNEC], 2011. Caracterização da vulnerabilidade à poluição dos sistemas aquíferos da região hidrográfica do centro, Lisboa.
- Lobo-Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., Moinante, M.J, Theves, T. e Diamantino, C., 1995. Estudo de avaliação da vulnerabilidade da capacidade de recepção das águas e zonas costeiras em Portugal – Meios receptores e suas características: Meios Subterrâneos. Relatório Específico R3.3, Lisboa, LNEC, Relatório 237/95, 585 pp.
- Lobo-Ferreira, J.P., Oliveira, M.M. e Moinante, M.J., 1995. Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Volume 2, Lisboa, LNEC, 514 pp.
- Lobo-Ferreira, J.P., 1999. The European Union experience on groundwater vulnerability assessment and mapping. In: Technical session of meeting of experts on coastal development issues in India and the South Asian region. Goa, India.
- Lobo-Ferreira, J.P. e Cabral, M., 1991. Proposals for an Operational Definition of Vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources, in the framework of the Meeting of the European Institute for Water, Groundwater Work Group, Brussels.
- Lobo-Ferreira, J.P. e Oliveira, M.M., 1993. Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal – Caracterização dos recursos hídricos subterrâneos e mapeamento DRASTIC da vulnerabilidade dos aquíferos de Portugal. Lisboa, LNEC, Relatório 179/93 – GIAS.
- Lobo-Ferreira, J.P. e Oliveira, M.M., 1997. DRASTIC groundwater vulnerability mapping of Portugal, groundwater: An endangered resource. In Proceedings of the 27th congress of the international association for hydraulic research, August 10–15, Theme C, pp. 132–137, São Francisco, EUA.
- Lobo-Ferreira, J.P. e Oliveira, M.M., 2004. Groundwater vulnerability assessment in Portugal; *Geofísica Internacional*, Vol. 43, Num. 4, pp. 541-550.

- Lobo-Ferreira, J.P. e Calado, F., 1989. Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição e Qualidade das Águas Subterrâneas de Portugal. Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Lobo-Ferreira, J.P., 1994. Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal, Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Lopes, A.R., Macedo, M.E., Orlando, M. e Cupeto, C., 1998. Monitorização da qualidade da água subterrânea em situações especiais. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.
- Lynch, S.D., Reynders, A.G. e Schulze, R.E., 1997. A DRASTIC approach to ground water vulnerability in South Africa, *S African J Sci.*, 93(2), pp.59–60.
- Madeira, J., 2010. Remediação de Aquíferos Contaminados por Nitratos (Um caso de estudo por Biorremediação). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Marsily, G., 1986. *Quantitative Hydrogeology*. Academic Press, London.
- McGarigal, K., Tagil, S. e Cushman, S., 2009. Surfacemetrics: an alternative to patchmetrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology* 24, 433 – 450.
- Melloul, M. e Collin, M., 1998. A proposed index for aquifer water quality assessment: the case of Israel's Sharon region. *J Environ Manage*, 54 (2), pp. 131 – 142.
- Mendes, M.P., Paralta, E., Ribeiro, L., Batista, S., Silva, E., Cerejeira, M.J. e Sousa, P.L., 2004. 8o Congresso da Água - Vulnerabilidade, monitorização e risco de contaminação por nitratos na zona vulnerável do Tejo. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, pp. 89 – 102.
- Mendoza, J.A. e Barmen, G., 2006. Assessment of groundwater vulnerability in the Río Artugas basin, Nicaragua; *Environ Geol.* 50, pp. 569-580.
- Midões, C. e Fernandes, J., 2000. Água Subterrânea - Conhecer para proteger e preservar. Programa Ciência Viva, pp.1 – 24.
- Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas [MADRP], 1997. Código de Boas Práticas Agrícolas - Para a proteção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola, Lisboa, 53 p.
- Moran, M.J., Zogorski, J.S. e Squillace, P.J., 2000. MTBE in groundwater of the United States - Occurrence, potential sources, and long-range transport: Soil, Sediment & Groundwater MTBE special issue, p. 57-62.
- Mora-Vallejo, A., Claessens, L., Stoorvogel, J. e Heuvelink, G.B.M., 2008. Small scale digital soil mapping in southeastern Kenya. *Catena* 76, 44–53.
- Morgan, L., 1998. Draft interim report on PATRIOT trial run for the State of Washington Interagency Groundwater Committee, Aquifer Vulnerability Subcommittee: Washington

- State Department of Ecology, Water Quality Program, Watershed Management Section, Olympia, WA, 17 p., 7 appendices.
- Morgan, L., 1999. The aquifer vulnerability project – Nooksack pilot study report. Publication No. 99-10. Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington, pp. 89.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. e Styczen, M.E., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surf. Process. Landforms*, 23: 527–544.
- Mueller, T., Jensen, L.S., Magid, J. e Nielsen, N.E., 1997. Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: simulations with the soil–plant–atmosphere model DAISY. *Ecol. Model.* 99, 247–262.
- Nolan, B.T., Hitt, K. e Ruddy, B., 2002. Probability of nitrate contamination of recently recharged ground waters in the conterminous United States. *Environmental Science and Technology* 36 (10), 2138–2145.
- Nolan, B.T., Ruddy, B.C., Hitt, K.J. e Helsel, D.R., 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the United States—a national perspective. *Environ. Sci. Technol.* 31: 2229–2236.
- Organisation for Economic Co-operation and Development [OECD], 2008. *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990*.
- Oliveira, M.M., Moinante, M.J. e Lobo-Ferreira, J.P., 1997. *Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC – Relatório Final 60/97 GIAS*, Lisboa, LNEC, 1997, 532 pp.
- Oliveira, M.M., Novo, M.E., Moinante, M.J. e Lobo-Ferreira, J.P., 2000. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo - 1ª Fase, Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo Temático 4, Tomo A- Revisão 2*, GIAS, Lisboa, 379 pp.
- Pacheco, F.A., Oliveira, A.S., Alencão, A.M.P., Ribeiro, I.C. e Faria, M.J., 2004. *Avaliação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas pelo Método DRASTIC na Bacia Hidrográfica do Rio Sordo, Vila Real, 7º Congresso da Água da APRH*.
- Pacheco, F.A. e Sanches Fernandes, L.F., 2013. The multivariate statistical structure of DRASTIC model, *Journal of Hydrology*, 476: 442 - 459.
- Panagopoulos, G.P., Antonakos, A.K. e Lambrakis, N.J., 2006. Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS, *Hydrogeology Journal*, 14, pp.894–911.
- Paralta, E., Francés, A., 2000. *Avaliação da vulnerabilidade à poluição DRASTIC e cartografia de risco do aquífero gabro-diorítico da região de Beja*, in 5º Congresso da Água, Lisboa, 25 a 29 de Setembro de 2000, 15 pp.
- Paralta, E., Francés, A. e Sarmiento, P., 2002. *Caracterização Hidrogeológica E Avaliação Da Vulnerabilidade À Poluição Agrícola Do Aquífero Mio-Pliocénico Da Região De*

- Canhestros (Alentejo). 6o Congresso da Água, p.17.
- Paralta, E. e Ribeiro, L., 2000. Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja. APRH, vol. 21, nº3, Lisboa, 2000, pp. 47-58.
- Paralta, E.A. e Ribeiro, L.F., 2003. Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico na Região de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações. In Seminário sobre Águas Subterrâneas. Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Pereira, A.R., Zézere, J.L. e Morgado, P., 2006. Recursos Naturais em Portugal: Da inventariação à avaliação das potencialidades do território. Apontamentos de Geografia, Série Investigação, (i), pp.1 – 16.
- Pereira, E.D., 2006. Avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do solo e do aquífero do Reservatório Batata – São Luís - MA. Tese de Doutoramento, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro.
- Pimenta, M.T., 1998. Directrizes para a Aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG - Factor de Cultura C e Factor de Erodibilidade do Solo K. INAG, Lisbon, Portugal., p.12.
- Pinder, G.F., 2002. Groundwater modeling using geographical information systems, Nova Iorque: John Wiley & Sons, Inc.
- Piscopo, G., 2001. Lachlan catchment groundwater vulnerability map explanatory notes, Department of Land and Water Conservation, Sydney, New South Wales.
- Plummer, L.N., Michel, R.L., Thurman, E.M. e Glyn, P.D., 1993. Environmental tracers for age dating young groundwater. In W.M. Alley (ed.) Regional groundwater quality. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Pracilio, G., Smettem, K., Bennett, D., Harper, R. e Adams, M., 2006. Site assessment of a woody crop where a shallow hardpan soil layer constrained plant growth. Plant and Soil 288, 113 – 125.
- Ramos, C., 2005. Os Recursos Hídricos in C.A. Medeiros (dir.). In Geografia de Portugal, vol.I - O Ambiente Físico. Lisboa: Círculo de Leitores, pp. 388 – 415.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L. e Saxton, K.E., 1982. Estimation of Soil Water Properties. Transactions of the ASAE, 25 (5), pp.1316 – 1320 & 1328.
- Reynoso, L., Sasal, C., Portela, S. e Andriulo, A., 2005. Vulnerabilidad del acuífero Pampeano a la contaminación en el Norte de la Provincia de Buenos Aires. Aplicación de la Metodología DRASTIC; RIA, 34 (1), p. 85-99, Abril, INTA, Argentina.
- Ribeiro, L., 1998. Probabilidades e Probabilidades Condicionais em Hidrogeologia, in 4º Congresso da Água, Lisboa, 10 pp.
- Ribeiro, L., 2005. Um novo índice de vulnerabilidade específico de aquíferos à contaminação: Formulação e Aplicações, in Atas do 7.º SILUSBA, APRH, Évora, 15 pp.

- Ribeiro, L., 2009. Águas Subterrâneas. In T. Domingos et al., eds. *Ecossistemas e Bem-Estar Humano em Portugal*. Lisboa: Escolar Editora, pp. 381 – 411.
- Rodrigues, R., Quadrado, F. e Lopes, A.R., 2001. *A Qualidade da Água em Portugal.*, pp.0 – 5.
- Roseiro, C., 2009. *Recarga Artificial de Aquíferos: Aplicação ao sistema aquífero da Campina de Faro*. Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências.
- Rossi, P., Miranda, J.H. e Duarte, S.N., 2007. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. *Engenharia Agrícola*, 27(3), 675-682.
- Rupert, M.G., 2001. Calibration of the DRASTIC Ground Water Vulnerability Mapping Method. *Ground Water*, Vol. 39, N°4, pp 625-630.
- Rupert, M.G., 1998. Probability of detecting atrazine/desethyl-atrazine and elevated concentrations of nitrate (NO₂ + NO₃-N) in ground water in the Idaho part of the Upper Snake River Basin. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98 4203.
- Salhi, A., Stitou el Messari, J., Mahfoud, A., Himi, M., Casas, A., Pulido-Bosch, A., Ceron, J. C. e Draoui, M., Aplicación del método DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero de Oued Laou (Marruecos); *Geogaceta*, 41 2007., 191-194.
- Santos R. A., Cruz, M.J.M. e Nascimento, S.A.M., 2010. Avaliação Da Vulnerabilidade Natural De Aquíferos Cársticos: Subsídios Para Uma Gestão Dos Recursos Hídricos Subterrâneos. *Cadernos de Geociências*, nº 7, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Baía, Brasil.
- Secunda, S., Collin, M.L. e Melloul, A.J., 1998. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region, *J. Environ. Managept.*, 54, pp.39–57.
- Snyder, D.T., Wilkinson, J.M., e Orzol, L.L., 1998. Use of a ground-water flow model with particle tracking to evaluate ground-water vulnerability, Clark County, Washington: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2488, 63 p.
- Squillace, P.J. e Moran, M.J., 2000. Estimating the likelihood of MTBE occurrence in drinking water supplied by ground-water sources in the Northeast and Mid-Atlantic regions of the United States, USGS Numbered Series 2000-343, Open-File Report, .S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey; Branch of Information Services [distributor], v, 10 p.
- Stigter, T.Y. e Dill, A.C., 1999. Limitações do modelo DRASTIC. Aplicação a duas regiões algarvias contaminadas por nitratos, in *Seminário sobre Águas Subterrâneas*. Lisboa,LNEC.

- Stott, J. e Metternicht, G., 2003. Trivariate Spectral Encoding: a Prototype System for Automated Selection of Colours for Soil Maps Based on Soil Textural Composition. In Proceedings of the 21st International Cartographic Conference (ICC) "Cartographic Renaissance." Durban, África do Sul, pp. 2341 – 2353.
- Struckmeier, W., Rubin, Y. e Jones, J.A.A., 2000. Água Subterrânea - reservatório para um planeta com sede? In T. Nield, ed. Prospecto relativo a um tema-chave do Ano Internacional do Planeta Terra 2007-2009. Leiden: Earth Sciences for Society Foundation, p. 16.
- Tagil, S., Jenness, J., 2008. GIS-based automated landform classification and topographic, landcover and geologic attributes of landforms around the Yazoren Polje, Turkey. *Journal of Applied Sciences* 8, 910–921.
- Tauxe, J.D., 1994. Porous Medium Advection–Dispersion Modeling in a Geographic Information System. Ph.D. diss., University of Texas, Austin.
- Tesoriero, A.J., Inkpen, E.L. e Voss, F.D., 1998. Assessing ground-water vulnerability using logistic regression. Proceedings for the Source Water Assessment and Protection 98 Conference, Dallas, TX, pp.157–165.
- Thapinta, A. e Hudak, P.F., 2003. Use of geographic information systems for assessing groundwater pollution potential by pesticides in Central Thailand, *Environ. Int.*, 29(1), pp.87–93.
- Tripet, J.P., Doeffliger, N., Zwahlen, F. e Delporte, C., 2000. Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland. *Acta carsologica*, vol. 12, pp. 163-171.
- Vale, B.C. e Haie, N., 2006. 8o Congresso da Água - Efeitos Prejudiciais Na Saúde Humana Derivados Por Ingestão De Nitratos Na Zona Vulnerável N°1 (Freguesias : Apúlia, Fão) E Na Zona Não Vulnerável (Freguesias : Fonte Boa, Gandra, Gemeses, Rio Tinto). *Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos*, 1, pp.1–13.
- Van Stempvoort, D.; Ewert, L.; Wassenaar, L. 1992. – AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWD pilot project, Sept. 1991 - March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute, Saskatoon, Canadá.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L. e Wassenaar, L., 1993. Aquifer Vulnerability Index: GIS Compatible Method for Groundwater Vulnerability Mapping. *Canadian Water Resources*, v. 18, n. 1, 1993.
- Vías, J.M., Andreo, B., Perles, M.J., Carrasco, F., Vadillo, I. e Jimenez, P., 2006. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method - Application in two pilot sites in Southern Spain, *Hydrogeology Journal*, 14, pp.

- Vowinkel, E.F., Clawges, R.L., Buxton, D.E., e Stedfast, D.A., 1996, Vulnerability of drinking water supplies in New Jersey to contamination by pesticides, U.S. Geological Survey Fact Sheet FS-165-96, 2 p.
- Weiss, A.D., 2001. Topographic position and landforms analysis. Poster Presentation, ESRI Users Conference, San Diego, CA.
- World Health Organization [WHO], 2013. Water Quality and Health Strategy 2013-2020. World Health Organization Press, pp.1 – 17.
- Xavier, J.M., Gagliardi, S., Vidal, H., Montano, M. e Lucena, L.R.F., 2004. Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Mercedes en el área metropolitana de la Ciudad de Paysandú – Comparación de los Métodos GOD y DRASTIC; Revista Latino- Americana de Hidrogeología, n.º4, p. 35-45.
- Della Rocca, C., Belgiorno, V., Meriç, S. (2006). Overview of In-situ Applicable Nitrate Removal Processes. Desalination, 204: pp 46–62.
- Higidus, (2010). Disponível em: «<http://www.higidus.pt/cat.php?catid=119>».
- Díaz, J.M.M., Gómez, J.A.O., Aemayor, J.L., Castano, S.C. (2000). Recarga Artificial de Acuíferos. Síntesis Metodológica. Estudio. Actuaciones Realizadas en La Provincia de Alicante.
- Prakasa Rao, E.V.S., Puttanna, K. (2006). Strategies for Combating Nitrate Pollution. Current Science, 10: pp 1335 – 1339.
- Fenton, O., Healy, M.G., Schulte, R.P.O. (2008). A Review of Remediation and Control Systems for the Treatment of Agricultural Waste Water in Ireland to Satisfy the Requirements of the Water Framework Directive. Biology and Environment, 2: pp 69-79.
- Heredia, J.B., Domínguez, J.R., Cano, Y., Jiménez, I. (2005). Nitrate removal from groundwater using Amberlite IRN-78: Modelling the system. Applied surface science, 17: pp 6031 – 6035.
- Schrimali, M., Singh, K. (2001). New Methods of Nitrate Removal from Water. Environmental pollution, 112: pp 351-359.
- Iwamoto, T., Nasu, M. (2001). Current Bioremediation Practice and Perspective. Journal of Bioscience and Bioengineering, 92: pp 1-8.