



INSTITUTO
SUPERIOR
TÉCNICO

Definições e critérios de delimitação

para as várias tipologias de área integradas em REN

RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS

Luís Ribeiro

Professor Associado c/ agregação

Maria Paula Mendes

Mestre de Geo-Recursos

**Centro de Geossistemas
Instituto Superior Técnico**

21.05.2010

Índice

1	INTRODUÇÃO	4
2	ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO EM PORTUGAL.....	5
2.1	Sistemas Aquíferos	5
2.2	Funcionamento Hidráulico	6
3	RECARGA	7
4	ECOSSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	9
4.1	Ecosistemas terrestres	10
4.2	Zonas húmidas	10
4.3	Ecosistemas fluviais	10
4.4	Sistemas estuarinos e costeiros	12
5	ECOSSISTEMAS SUBTERRÂNEOS.....	14
6	APRECIACÃO DO DECRETO-LEI Nº166/2008.....	15
6.1	Áreas de protecção litoral	15
6.1.1	Águas de transição e respectivos leitos.....	15
6.2	Áreas relevantes para a sustentabilidade do ciclo hidrológico terrestre	15
6.2.1	<i>Cursos de água e respectivos leitos e margens</i>	15
6.2.2	<i>Lagoas e lagos e respectivos leitos, margens e faixas de protecção</i>	16
6.3	Áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos	16
7	DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ESTRATÉGICAS DE PROTECÇÃO E RECARGA DE AQUÍFEROS.....	16
7.1	Metodologia	16
7.2	Incidência	18
7.3	Métodos de avaliação da recarga	19
7.3.1	<i>Método de Balanço Hídrico</i>	20
7.3.2	<i>Método de Penman-Montheit</i>	20
7.3.3	<i>Método de Penman-Grindley</i>	22
7.3.4	<i>Método de Kessler</i>	24
7.3.5	<i>Método baseado na flutuação dos níveis piezométricos</i>	26
7.3.6	<i>Método do balanço de cloretos</i>	27
7.4	Avaliação da vulnerabilidade	27
7.4.1	Sistemas aquíferos porosos ou com dupla porosidade (fracturados e porosos)..	28

7.4.2	Sistemas aquíferos cársicos	32
7.4.3	Sistemas aquíferos fissurados	34
8	Notas finais:	36
9	REFERÊNCIAS.....	37
10	GLOSSÁRIO	39

1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas são um recurso natural imprescindível para a vida e para a integridade dos ecossistemas que estão delas dependentes, representando mais de 95% das reservas de água doce exploráveis do globo. Delas dependem em grande parte as actividades agrícolas e industriais, constituindo além do mais uma componente fundamental no abastecimento público: mais de metade da população mundial depende das águas subterrâneas.

São muitos os ecossistemas que estão ameaçados pela sobre-exploração das águas subterrâneas, pela poluição tóxica e difusa que as afecta e pelos impactos directos e indirectos das alterações climáticas na disponibilidade hídrica. Todas essas acções antropogénicas têm reflexos negativos na saúde dos ecossistemas e nos serviços por eles prestados, como é o caso particular dos ecossistemas dependentes de águas subterrâneas, entendidos aqui como aqueles que necessitam parcial ou totalmente de água subterrânea para manter os processos ecológicos, garantindo a sua própria biodiversidade.

O grau de dependência dos ecossistemas à água subterrânea deve ser avaliado com base em diversos atributos hidrogeológicos, como sejam o caudal de escoamento subterrâneo, o nível piezométrico e os descritores hidroquímicos. A resposta dos ecossistemas àqueles atributos é muito variável, existindo mesmo um valor limite, a partir do qual o ecossistema pode colapsar. Nesse quadro é possível identificar vários graus de dependência numa gama que vai desde os ecossistemas totalmente dependentes da água subterrânea até àqueles que utilizam de uma forma pontual ou oportunista a água subterrânea para a sua sobrevivência. Para uma correcta compreensão do funcionamento dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas é necessário utilizar uma abordagem holística, que consiste na aplicação quer de técnicas convencionais, como as de balanço hídrico quer de técnicas mais sofisticadas como são as de análise isotópica e os modelos hidrológicos e hidrogeológicos. Um dos resultados da aplicação desta metodologia pluridisciplinar é avaliar a vulnerabilidade e o risco dos ecossistemas às ameaças de natureza antropogénica assim como estimar o valor económico-social destes ecossistemas.

Parece assim crucial que a dimensão ecológica das águas subterrâneas integre as políticas de planeamento e gestão dos recursos hídricos, quer através do reconhecimento dos ecossistemas dependentes das águas subterrâneas como locais particularmente vulneráveis a actividades antropogénicas, quer no papel que as funções ecológicas das águas subterrâneas terão no desenvolvimento sustentável de várias actividades socioeconómicas, tais como a agricultura, a indústria, o urbanismo, o turismo, principalmente nas áreas costeiras e outros sectores onde uma má gestão dos recursos hídricos poderá ser uma séria ameaça à integridade e à biodiversidade dos ecossistemas.

2 ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO EM PORTUGAL

2.1 *Sistemas Aquíferos*

Do ponto de vista hidrogeológico, ocorrem em Portugal sistemas geológicos de vários tipos (poroso, fissurado e cársico) que condicionam o armazenamento e a transmissão da água subterrânea. Existem observatórios singulares de interação com outros meios aquáticos em diversos ambientes climáticos como sejam os rios, os estuários e os oceanos e manifestações significativas de fenómenos de características hidrominerais e hidrotermais. Portugal continental está dividido em quatro grandes unidades hidrogeológicas (INAG, 1997): o Maciço Antigo; a Orla Ocidental; a Orla Meridional e a Bacia do Tejo-Sado. Nessas unidades estão delimitados 62 sistemas aquíferos

No Maciço Antigo predominam as rochas ígneas e metamórficas. Embora consideradas como impermeáveis estas formações têm uma capacidade de armazenamento não desprezável, quer nas zonas de alteração superficial quer no sistema de fracturas que as afectam, e que se traduz pela regularização do escoamento dos cursos de água que as atravessam, garantindo um caudal mínimo em rios que fluam em regiões semi-áridas como o Alentejo durante os períodos de estiagem.

A água que circula por esses sistemas de fracturas dá origem muitas vezes a numerosas nascentes que debitam durante todo o ano pequenos caudais. Claramente associado a estes acidentes estruturais está ainda o surgimento de importantes nascentes termais. Dada a elevada complexidade dessas formações, que se traduz em geral pela extrema dificuldade em estabelecer modelos conceptuais de circulação de água minimamente credíveis, o conhecimento desses meios hidrogeológicos é ainda muito limitado.

No seio dessas formações surgem, contudo, unidades aquíferas com um interesse hidrogeológico relevante, associadas a rochas calcárias, a gabros, a terraços e a cascalheiras que ocupam depressões do soco antigo e a outras formações jurássicas e terciárias.

Como exemplos podemos apontar os sistemas aquíferos de características cársicas de Escusa, de Monforte, de Estremoz-Cano e de Moura-Ficalho no Alentejo e o aquífero poroso de Veiga de Chaves em Trás-os-Montes.

Na Orla Ocidental existe uma grande variedade de formações que constituem o suporte de 28 sistemas aquíferos: unidades detríticas de idade terciária e quaternária; arenitos e calcários cretácicos e calcários do jurássico. Esta diversidade hidrogeológica é responsável pela grande heterogeneidade das formações aquíferas e por uma paleta hidrodinâmica muito rica, com óbvios reflexos nos funcionamentos hidráulicos dos

sistemas aquíferos que aí se situam. Estas circunstâncias tornam a Orla Ocidental uma paisagem hidrogeológica ímpar no País.

Por sua vez a Orla Meridional é constituída por formações detríticas e carbonatadas de um modo geral muito produtivas na qual foram delimitados 17 sistemas aquíferos. Contrariamente ao que se passa na Orla Ocidental esta unidade hidrogeológica é caracterizada pela sua grande homogeneidade litológica de características cársicas ou parcialmente cársicas.

Finalmente a Bacia do Tejo-Sado é constituída por formações detríticas de idade terciária e quaternária. É aqui que se situa o mais extenso sistema aquífero da Península Ibérica: o sistema da bacia do Tejo-Sado. Para além deste foram identificados mais quatro sistemas aquíferos todos eles de características porosas, contribuindo pela sua extensão, espessura e produtividade para tornar a Bacia do Tejo e Sado a mais importante unidade hidrogeológica do País.

Dos 62 sistemas aquíferos já identificados 21 são sistemas cársicos, 22 são porosos, 13 têm comportamento misto poroso-cársico, 5 são cársico-fissurados e um é poroso-fissurado. Em termos de extensão geográfica, são os de natureza porosa que ocupam uma maior parcela (60%) da área coberta pela totalidade dos sistemas (cerca de 18.000 km²).

2.2 Funcionamento Hidráulico

A diversidade hidrogeológica do País, representada na variedade das formações litológicas onde ocorrem os aquíferos, é seguramente responsável pela existência de vários tipos de funcionamento hidráulico, pela multiplicidade de conexões hidráulicas com outros subsistemas, pela variabilidade das produtividades observadas e pela variedade dos sentidos de fluxo (Ribeiro, 2002)

Da totalidade dos sistemas aquíferos, cerca de metade funcionam como aquíferos mono-camada em regime livre ou confinado, enquanto que os restantes são sistemas multi-camada, apresentando muitos deles importantes conexões hidráulicas entre as unidades aquíferas que os compõem.

Os mecanismos de drenância (intercâmbio de água entre camadas aquíferas) desempenham um papel fulcral no escoamento da água subterrânea, sendo por esse motivo uma componente que não pode ser negligenciável nos balanços hídricos desses sistemas. Nesse âmbito, deve-se enfatizar o papel que a drenância tem no funcionamento hidráulico, quer em regime natural quer induzida por exploração intensiva, em aquíferos como o sistema da Bacia do Tejo-Sado ou o subsistema Cretácico de Aveiro.

Algumas unidades aquíferas com carácter confinante ou semi-confinante apresentam ainda artesianismo repuxante, um indicador que esses sistemas se encontram sub-explorados. Em períodos que antecederam o início da sua exploração estes fenómenos eram mais frequentemente visíveis.

Pela sua importância no funcionamento hidráulico, há a referir alguns aspectos hidrodinâmicos relativamente aos sistemas cársicos e aluvionares. No primeiro caso, há a salientar o papel relevante das nascentes no funcionamento hidráulico daqueles sistemas que debitam em média caudais apreciáveis.

É na unidade hidrogeológica da Orla Ocidental que ocorrem as nascentes mais importantes, associadas aos sistemas cársicos do Liásico, a Norte do Mondego, de Ançã-Cantanhede, do Liásico Penela-Tomar, de Sicó-Alvaiázere e do Maciço Calcário Estremenho. Na orla Meridional deve referir-se, pela sua importância, o conjunto de nascentes de Estômbar do sistema Querença-Silves.

Quanto aos sistemas aluvionares, há a referir a sua interdependência com os cursos de água com os quais estão conectados, revelando características efluentes ou influentes conforme o funcionamento hidráulico sazonal daqueles sistemas hidrológicos. De entre estes salientam-se o sistema das Aluviões do Mondego e o sistema aluvionar do rio Tejo.

3 RECARGA

A recarga é a quantidade de água que escoia verticalmente até atingir o nível freático aumentando assim a quantidade de água subterrânea armazenada. Contribui para esta componente do ciclo hidrológico a infiltração da água da chuva e da neve, a infiltração das águas dos rios, de lagos e de outros aquíferos.

No balanço hídrico do solo, a recarga é estimada a partir da seguinte equação

$$R = P - E_s - ETR \pm \Delta S \quad (1)$$

Em que :

R é a recarga

P é a precipitação

Es é o escoamento superficial

ETR é a evapotranspiração real

ΔS é a variação do conteúdo de humidade no solo,

A recarga de aquíferos pode ser expressa em unidades mm ou em percentagem da precipitação.

O conteúdo de humidade do solo tem como limite superior a capacidade de campo e inferior o valor 0. Entende-se aqui como Capacidade de campo de um solo como o grau de humidade de um solo depois de perder toda a água gravítica.

O processo é natural, mas pode ser realizado artificialmente injectando no aquífero, através de captações ou albufeiras especificamente construídas para esse fim, água proveniente de outras origens, como sejam águas residuais tratadas. É aquilo que se designa por recarga artificial.

Nos casos específicos de aquíferos carbonatados deve ser levado em linha de conta as suas características específicas: infiltração preferencial em sumidouros, concentração de fluxos na zona do epicarso ou zona não saturada mais espessa.

Para além das diversas formas de recarga difusa deve considerar-se ainda recarga concentrada proveniente de cursos de água efémeros, perenes ou intermitentes. Para além desses fenómenos a recarga é autogénica ou alogénica dependendo se ela é derivada da infiltração da água da chuva nos carbonatos ou se provem formações geológicas adjacentes relativamente impermeáveis. Exemplos destes últimos casos são os fenómenos de recarga que ocorrem no sistema aquífero de Escusa

A dimensão espaço temporal na avaliação da recarga deve ser considerada tendo em vista diversos estudos nomeadamente a modelação do escoamento subterrâneo em regime transitório.

Deve ser considerada outra informação como seja a geomorfologia (topografia, solo e vegetação) e a geologia, assim como o tipo de ocupação, a textura do solo e as áreas irrigadas (para contabilizar o caudal de retorno da água de rega).

A evolução sazonal ou inter-anual dos níveis piezométricos pode ser importante para avaliar os valores de recarga estimados por diferentes métodos.

4 ECOSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

O grau de dependência dos ecossistemas à água subterrânea pode ser avaliado com base nos seguintes atributos hidrogeológicos (Hatton e Evans, 1998): a) caudal de escoamento subterrâneo; b) nível freático de aquíferos livres; c) nível piezométrico de aquíferos confinados; d) qualidade química da água subterrânea, expressa em termos de pH, salinidade e outros descritores hidro-químicos, incluindo nutrientes. A resposta dos diversos tipos de ecossistemas àqueles atributos é variável, podendo existir um valor limite, a partir do que o ecossistema pode colapsar. Quanto ao grau de dependência, Hatton e Evans (1998) classificaram os ecossistemas nos seguintes tipos:

a) Ecossistemas totalmente dependentes de água subterrânea - comunidades onde apenas mudanças ligeiras daqueles atributos, abaixo ou acima de um valor limite, podem provocar a sua morte. São os casos de ecossistemas em ambiente cársico e vegetações ripárias ao longo de cursos de água.

b) Ecossistemas muito dependentes de água subterrânea - comunidades onde por efeito de alterações moderadas do caudal de descarga ou do nível freático dos aquíferos, podem provocar uma modificação substancial na sua distribuição, composição e biodiversidade. Tais ecossistemas utilizam de modo conjuntivo, quer água superficial quer água subterrânea, podendo eventualmente morrer se a fonte subterrânea cessar.

c) Ecossistemas parcialmente dependentes de água subterrânea - Estes ecossistemas são caracterizados por existir, não um valor limite para a sua sobrevivência, mas tão-somente um nível de resposta proporcional ao grau de modificação dos valores dos atributos hidrogeológicos observados. Muitos dos ecossistemas dependentes do caudal de base dos rios situam-se neste grupo particular.

d) Ecossistemas que utilizam de uma forma pontual ou oportunista a água subterrânea para a sua sobrevivência - Nestes casos a água subterrânea só desempenha um papel relevante no balanço hídrico no final da estação seca ou durante uma seca extrema. São comunidades que podem tolerar uma ausência do contributo subterrâneo, mas que eventualmente colapsam se aquela situação se prolongar por tempo excessivo.

4.1 Ecossistemas terrestres

Esta classe de ecossistema integra habitats que tem um grau de dependência sazonal ou episódico da água subterrânea contida em aquíferos recargados durante a estação húmida. Em particular estes sistemas são particularmente sensíveis a alterações do nível freático principalmente na zona da raiz das plantas. A água aí armazenada desempenha um papel relevante já que cobrirá a proporção perdida por evaporação, durante o período em que o conteúdo de humidade do solo é baixo. Para além do mais o fluxo de água deverá ser suficiente para garantir a retenção por parte da vegetação e o ecossistema relativamente tolerante ao grau de salinidade da água.

4.2 Zonas húmidas

Esta classe de ecossistema é também sazonalmente dependente da água provida dos aquíferos ou de formações hidrogeológicas indiferenciadas. Nestes ecossistemas o nível freático nos aquíferos livres e o seu caudal de descarga deve ser adequado para assegurar o estado de humidade requerido para manter um bom estado ecológico do sistema. Alterações significativas do nível freático podem ter importantes efeitos negativos nas comunidades daqueles ecossistemas principalmente no que se refere a prolongadas subidas ou descidas daquele.

4.3 Ecossistemas fluviais

Nesta categoria incluem-se os ecossistemas aquáticos e ripários dependentes da água subterrânea provida dos caudais de base dos cursos de água, com maior ou menor dimensão, localizados em especial em zonas áridas ou semi-áridas. A sua sobrevivência depende quase na totalidade da água subterrânea fornecida pelo aquífero, especialmente durante a estação seca.

O ambiente geológico condiciona significativamente as trocas de água entre os sistemas superficial e subterrâneo. É o caso dos aquíferos porosos de características aluvionares, caracterizados por elevados valores de coeficiente de armazenamento e de transmissividade, e as formações hidrogeológicas fissuradas, em que o factor armazenamento é reduzido e a circulação se processa por caminhos preferenciais.

Os processos que ocorrem na zona hiporreica são, regra geral, complexos, de natureza hidráulica, geoquímica e biológica, envolvendo tempos de resposta diferentes às solicitações exteriores e composições químicas também diferentes das águas.

Para uma melhor compreensão da estrutura e função dos ecossistemas fluviais é necessário conhecer as interações entre os ecossistemas superficial e subterrâneo. O conceito de ecótono emergiu da necessidade de reconhecer os mecanismos de troca bidireccionais naquela zona de transição e a multiplicidade de fenómenos que ocorre àquele nível.

As principais características dessas interfaces são: i) a elasticidade; ii) a permeabilidade; iii) a biodiversidade e iv) a conectividade. São zonas onde existem intensas trocas hidráulicas e grande actividade biogeoquímica, onde a delimitação das suas fronteiras se reveste de uma enorme importância. O problema deve pois ser abordado de uma forma multidisciplinar já que qualquer análise independente de cada subsistema é forçosamente redutora. Para a avaliação completa desses processos utiliza-se um vasto leque de técnicas que podem ir desde as mais expeditas (método de balanços químicos) às mais sofisticadas (hidrologia isotópica).

Para estudar os caudais de água entre sistemas superficiais e sistemas subterrâneos é preciso conhecer os tipos de conexão hidráulica, que dependem da natureza das formações geológicas em contacto com o leito do rio e da situação dos níveis do aquífero e do rio. Se esses últimos definem o gradiente hidráulico necessário para que as trocas se processem nos dois sentidos, já o primeiro factor (existência de materiais mais ou menos permeáveis) determina que o fenómeno se realize com maior ou menor rapidez.

A análise desses potenciais hidráulicos permitirá definir espaço-temporalmente se um rio é efluente ou influente, isto é se recebe água do aquífero conexo ou se o alimenta.

Um exemplo paradigmático é o que ocorre entre o aquífero de Escusa e o rio Sever. O aquífero, localizado no pleno coração do Parque Natural da Serra de S. Mamede, tem uma extensão de cerca de 8 km² é constituído por rochas carbonatadas e dolomitos, possuindo disponibilidades hídras subterrâneas de cerca de 7.7×10⁶ m³/ano. Foi até

há pouco tempo suporte para o abastecimento público dos municípios de Castelo de Vide, Marvão e Portalegre e para a agricultura da região. As relações hidráulicas deste aquífero com o meio circundante caracterizam-se pela transferência de água para o Rio Sever e, secundariamente, para as rochas graníticas que contactam com o sector NW do aquífero. O sistema tem um importante efeito regularizador no armazenamento de água durante as épocas de estiagem.

A água subterrânea é a principal fonte de alimentação, desempenhando, no que ao rio Sever diz respeito, um papel de enorme relevância, quer pelos volumes de água que armazena, quer pela rapidez de transferência de água entre os 2 sistemas (Monteiro, 2001).

Há que referir ainda que em certos sistemas hidrogeológicos, como é o caso dos fissurados, se reveste de extrema importância o conhecimento de acidentes estruturais relevantes (falhas, fracturas, etc.) já que esses alinhamentos são caminhos preferenciais de circulação de água. Um dos exemplos que ilustra este facto é o que ocorre na ribeira do Enxoé localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana e que atravessa diversas formações hidrogeológicas indiferenciadas de baixa produtividade (gabros, pórfiros, calcários, gabrodioritos). Alves et al. (2002) mostraram que as principais emergências do sistema hidrogeológico estão associadas à presença de falhas e à diversidade litológica, existindo uma forte correlação entre o nível freático observados nos poços e o caudal da ribeira o que leva a concluir que a redução da disponibilidade hídrica subterrânea trará efeitos negativos neste ecossistema fluvial dependente.

4.4 *Sistemas estuarinos e costeiros*

O fluxo subterrâneo pode influenciar fortemente os ecossistemas estuarinos e costeiros por via dos gradientes e das diferenças de potencial existentes nas interfaces respectivas contribuindo para a diluição da água salgada.

Um dos casos mais correntes são as designadas lagunas costeiras definidas como sendo *“superfícies costeiras de água livre salgada ou salobra, de volume e salinidade variável, total ou parcialmente separadas do mar por bancos de areia ou de seixos”*. Nestes casos deve ser considerado a sua hidrodinâmica específica, a interligação hidráulica dessas lagoas com massas de água subterrânea, já que estas aportam um volume de água significativo contribuindo para a dependência daquelas lagoas.

Exemplos são a lagoa de Óbidos vs o aquífero das Caldas da Rainha – Nazaré, a lagoa de Santo André vs o aquífero de Sines, a ria Formosa vs o aquífero da Campina de Faro e a ria de Aveiro vs o aquífero quaternário-cretácico de Aveiro.

O contacto entre a água doce e a água salgada cria uma zona de transição, a interface água doce/água salgada, que em condições naturais pode sofrer alterações a longo prazo, devido às modificações das condições climáticas e ainda às causadas pelos efeitos de marés.

A referida zona de contacto possui orientação e a profundidade relacionadas com a velocidade e a direcção do movimento, com o potencial hidráulico e com a densidade de cada uma das águas. Esta zona de mistura, também chamada de transição ou de dispersão hidráulica, reflecte com intensidade a variação das propriedades químicas e hidráulicas de cada um dos líquidos originais; a sua largura depende da difusividade e da dispersividade do meio e das características do movimento.

Em condições naturais de não perturbação, o aquífero costeiro mantém um estado de equilíbrio, com uma interface estacionária, havendo sobre esta um fluxo de água doce em direcção ao mar. A contínua alteração do declive da interface resulta do facto de que, à medida que o mar se aproxima, aumenta a descarga específica da água doce tangente à interface. A exploração de um aquífero costeiro, na proximidade da costa, provoca um rebaixamento da cota da água (ou da superfície piezométrica num aquífero confinado). O conseqüente aumento da velocidade da água doce, nas proximidades da costa, provoca um aumento do gradiente, de tal forma que, o nível da água no aquífero tem uma cota superior aquela que se obteria pela utilização da Lei de Darcy-Herzberg, supondo um fluxo rigorosamente horizontal.

Nas zonas estuarinas existe igualmente uma interface que separa a água doce da água salgada, sendo que a sua caracterização se limita à estimação da profundidade da lente da água doce em todo o domínio, partindo do pressuposto que a hipótese de Dupuit é válida isto é que o fluxo é essencialmente horizontal e que são igualmente válidos os modelos propostos para ilhas oceânicas. Está neste caso a interacção entre o ecossistema associado ao aquífero freático da Península de Tróia e o estuário do Sado

Em ambos os casos apresentados parece evidente que, quer a alteração dos caudais de descarga dos aquíferos nos mares, quer nos estuários, principalmente devido à sobre-exploração dos aquíferos, terá um impacto significativo nas taxas de diluição das águas modificando as características dos habitats dos ecossistemas daquelas zonas de transição, pelas alterações na qualidade da água, em particular a salinidade.

Dos casos atrás apontados deve então concluir-se a importância estratégica da delimitação de áreas **de descarga de aquíferos**, essencialmente nascentes cujo caudal tem um impacto significativo na hidrodinâmica dos ecossistemas que delas dependem

5 ECOSISTEMAS SUBTERRÂNEOS

Os aquíferos possuem, ao invés do que era esperado, uma biodiversidade própria que se reflecte na grande heterogeneidade de habitats que ocorrem quer nos sistemas mais superficiais quer nos subterrâneos, nomeadamente nos lagos que se formam nas grutas cársticas. A componente biológica destes ecossistemas subterrâneos presta um importante serviço como ecossistema: o de purificação da água através da degradação microbiana dos compostos orgânicos que entram no sistema, eliminando elementos patogénicos e contaminantes químicos. Esta contribuição explora a confecção entre o serviço de purificação prestado pelo ecossistema e o grau e heterogeneidade das concentrações do oxigénio no aquífero, que definem diferenças no potencial redox. Contribuem igualmente para o armazenamento a longo prazo de volumes de água subterrânea de boa qualidade

A fauna que ocorre em alguns aquíferos é constituída essencialmente por invertebrados e o seu habitat não está necessariamente restringido a aquíferos sub-superficiais, já que esta *stygofauna* (animais que habitam os ambientes cársticos ou os aquíferos) foi já detectada a profundidades até aos 600 m. O ambiente onde vivem estas comunidades é caracterizado em geral pela ausência de luminosidade e pela reduzida disponibilidade de oxigénio. Os organismos que habitam esses ambientes tem, não raro, alguma diversidade morfológica e fisiológica, que pode ser interpretada como adaptações à vida nesses ambientes subterrâneos. As características principais são o seu corpo vermiforme e a ausência de olhos. Comparados com organismos similares presentes em águas superficiais as espécies da *stygofauna* tem longas vidas (em média 15 vezes mais que os que habitam em águas superficiais) embora com uma menor taxa de reprodução menor. O ambiente estável e confinado é um factor determinante para que as espécies sejam caracterizadas pelo seu carácter endémico e a presença de elevadas taxas de espécies relíquia, quando comparadas com espécies habitando os ambientes de superfície (Danielopol, 1989).

O nível piezométrico, o fluxo e a qualidade da água subterrânea são os três atributos cuja alteração pode afectar seriamente a sobrevivência das comunidades daquelas espécies de organismos aquáticos.

A elevada sensibilidade destes ecossistemas subterrâneos a alterações da qualidade da água subterrânea propicia, por sua vez, a sua utilização como bio-indicadores devido às propriedades idiossincráticas daqueles microrganismos, como sejam tempos de geração reduzidos e flexibilidade do seu metabolismo, permitindo obter um bom retrato do estado em que se encontra o ecossistema.

6 APRECIACÃO DO DECRETO-LEI Nº166/2008

6.1 Áreas de protecção litoral

6.1.1 Águas de transição e respectivos leitos

Considerando a definição de as lagoas costeiras como “*superfícies costeiras de água livre salgada ou salobra, de volume e salinidade variável, total ou parcialmente separadas do mar por bancos de areia ou de seixos*”, deve ser considerado no estudo da sua hidrodinâmica, a interligação hidráulica dessas lagoas com massas de água subterrânea, já que estas aportam um volume de água significativo contribuindo para a dependência daquelas lagoas.

Exemplos são a lagoa de Óbidos vs o aquífero das Caldas da Rainha – Nazaré, a lagoa de Santo André vs o aquífero de Sines, a ria Formosa vs o aquífero da Campina de Faro e a ria de Aveiro vs o aquífero quaternário-cretácico de Aveiro.

6.2 Áreas relevantes para a sustentabilidade do ciclo hidrológico terrestre

6.2.1 Cursos de água e respectivos leitos e margens

No item funções, para além daquelas que aí constam, devem ser referidas as interacções hidrológico-biológicas entre águas superficiais e subterrâneas, nomeadamente a drenância e os processos físico-químicos na zona hiporreica.

O estudo dos ecotones permitirá ademais conhecer melhor as outras funções nomeadamente:

- i. a funcionalidade hidráulica e hidrológica dos cursos de água.

- ii. a drenagem dos terrenos confinantes.
- iii. a prevenção das situações de risco de cheias, impedindo a redução da secção de vazão e evitando a impermeabilização dos solos.
- iv. a conservação de habitats naturais e das espécies da flora e da fauna.

6.2.2 Lagoas e lagos e respectivos leitos, margens e faixas de protecção

Como já foi referido em pontos anteriores a drenância entre lagoas ou lagos e aquíferos com os quais se conectam deve ser considerada.

6.3 Áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos

Adicionar o item: vi Assegurar a sustentabilidade dos ecossistemas de águas subterrâneas, principalmente nos aquíferos cársicos (por ex. invertebrados que ocorrem em cavidades e grutas)

Substituir o item v por: v Prevenir e reduzir o risco de intrusão salina, no caso dos aquíferos costeiros e estuarinos (ex. Península de Tróia)

7 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ESTRATÉGICAS DE PROTECÇÃO E RECARGA DE AQUÍFEROS

7.1 Metodologia

Anteriormente, no Decreto-Lei n.º 93/90 eram apenas definidas as áreas de máxima infiltração que tinham somente em consideração a natureza do solo, do substrato geológico e as condições de morfologia do terreno, constantes no Anexo III. Tal diploma tinha várias lacunas e foi posteriormente revogado pelo Decreto-Lei 166/08. Entre as várias lacunas destacam-se algumas pela sua importância: i) a utilização do conceito de infiltração e não de recarga; ii) a delimitação de áreas de máxima infiltração onde não há aquíferos; iii) a não contemplação do comportamento hidrodinâmico, nomeadamente as possíveis transferências de água lateral entre sistemas aquíferos e os fenómenos de drenância, entre corpos de água superficial - aquífero e, entre camadas litológicas, no caso de, aquíferos multicamada; iv) a não definição da vulnerabilidade do aquífero à contaminação.

O Decreto-Lei 166/08 estabelece no ANEXO I – Secção II- “Áreas relevantes para a sustentabilidade do ciclo hidrológico terrestre”- que para a delimitação das áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos é necessário considerar o funcionamento hidráulico do aquífero, nomeadamente no que se refere aos mecanismos de recarga e descarga e ao sentido do fluxo subterrâneo e eventuais conexões hidráulicas, a vulnerabilidade à poluição e as pressões existentes resultantes de actividades e ou instalações, e os seus principais usos, em especial a produção de água para consumo humano.

Os modelos numéricos do escoamento subterrâneo permitem a simulação do comportamento da hidrodinâmica do aquífero. Os modelos numéricos são calibrados com dados físicos do terreno e elaborados com base em modelos conceptuais do aquífero, desenvolvidos à luz do conhecimento técnico-científico existente. Através do uso destes modelos calibrados é possível definir as áreas de recarga e descarga dos aquíferos, nomeadamente no caso dos sistemas aquíferos cársicos.

Nas formações aquíferas em que a recarga é difusa a melhor forma para se estimar se determinada ocupação do solo vai influenciar a quantidade de recarga é através da utilização de uma modelo numérico do escoamento subterrâneo calibrado e em que são formulados cenários tendo em conta os diferentes usos do solo a adoptar. Outro aspecto importante a salientar é a definição de “recursos disponíveis de águas subterrâneas”, no artigo 4º da Lei da Água (2005) que indicia para a necessidade da utilização de métodos que permitam antever a quantidade de recarga total do meio hídrico subterrâneo necessária, alongo prazo, para que se possam alcançar os objectivos de qualidade ecológica das águas superficiais associadas, de modo a se evitar uma degradação significativa do estado ecológico dessas águas e prejuízos importantes nos ecossistemas terrestres associados. A delimitação das áreas estratégicas de protecção e recarga dos aquíferos, definida no Decreto-Lei 166/08, têm aqui um papel chave para que não se comprometam as taxas de recarga dos aquíferos e consequentemente o estado ecológico das águas superficiais associadas.

Mesmo nas formações cársicas em que às vezes é possível delimitar *a priori* algumas áreas preferenciais para a recarga como por exemplo depressões como sumidouros, o recurso a modelos numéricos não deixa de ser uma ferramenta valiosa e fundamental num sistema de apoio à decisão para a gestão destes recursos hídricos subterrâneos, que muitas vezes são habitats importantes para várias espécies.

Contudo, no contexto actual a maioria dos sistemas aquíferos não dispõem de modelos calibrados e em muitos não é conhecido, em rigor, o seu modelo conceptual da

dinâmica. Assim, para estes últimos, em que o conhecimento actual da hidrodinâmica é fraco, resta o estabelecimento das áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos, com base, no conceito de vulnerabilidade à poluição referido na Secção II, alínea d, ponto 2 do Decreto-Lei 166/08.

Os índices de vulnerabilidade apresentados foram sujeitos a revisão pelos pares (“peer review”) através da publicação em revistas científicas com impacto e validados por diferentes casos de estudo. Estes índices foram construídos tendo em conta a definição do tipo de aquífero (cársico, poroso e dupla porosidade).

Todavia, sempre que haja resultados de modelos da hidrodinâmica subterrânea que permitam delimitar áreas preferenciais de recarga (recarga localizada), estes devem ser obrigatoriamente incluídos nos estudos para a delimitação das áreas estratégicas e de protecção dos aquíferos. Actualmente, nos concelhos em que os sistemas aquíferos de recarga difusa representam áreas extensas, os modelos numéricos são a única ferramenta eficaz que permite a aferição do impacte de ocupações do solo.

No anexo I, são enumerados alguns sistemas aquíferos, cartografados pelo INAG, são referidas algumas das suas características gerais e é referido se existem modelos numéricos de escoamento disponíveis para consulta.

7.2 Incidência

De acordo com o estabelecido no artigo 4.º, a delimitação das áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos deve incidir sobre:

- a) os sistemas aquíferos e massas de água subterrânea de acordo com o artigo 4º da Lei da Água (2005) e inventariados pelo INAG;
- b) outros sistemas identificados em estudos técnico-científicos validados que sejam produtivos e economicamente exploráveis, de acordo com a definição de aquífero da Lei da Água (2005);
- c) as aluviões, bem como algumas áreas de fracturação, que sejam importantes para a manutenção dos ecossistemas fluviais na época de estiagem;
- d) outras formações hidrogeológicas indiferenciadas desde que sejam importantes para a prevenção e redução de situações de cheia e inundação e de seca extrema, bem como para a sustentabilidade de sistemas aquáticos e da biodiversidade dependentes da água subterrânea, de acordo com a Secção II alínea b (DL . 166/08).

Consideraram-se como importantes para a delimitação desta tipologia a seguinte informação:

- Fontes bibliográficas (cartas geológicas (escala 1/50 000) e respectivas notícias explicativas, cartas de solos, teses de mestrado e doutoramento, estudos geológico, hidrogeológicos e geotécnicos, planos de bacia hidrográfica e artigos científicos publicados em revistas especializadas, inventário captações e relatórios de sondagem);
- Características das formações geológicas (enquadramento geológico, incluindo, identificação e descrição das unidade litoestratigráficas existentes e das principais estruturas tectónicas e perfis geológicos) com destaque para as que conferem maior permeabilidade;
 - Definição do tipo de aquífero em cársico, poroso e dupla porosidade (fracturados e poroso);
 - Descrever estruturas geológicas importantes para a recarga localizada como fracturas, falhas, diques clásticos e sumidouros cársicos (olhos-de-água).
- Caracterização dos sistemas aquíferos, incluindo, entre outros, comportamento hidrodinâmico, vulnerabilidade à contaminação e intrusão marinha;
 - Definição do comportamento hidráulico em livre, confinado e semi-confinado;
 - Definição da vulnerabilidade intrínseca através da utilização de um índice referido em bibliografia;

7.3 Métodos de avaliação da recarga

São apresentados vários modelos de avaliação de recarga, uma vez que, a utilização destes está muito dependente dos dados hidrológicos existentes, com significado espaço - temporal. A escolha da metodologia recai, assim, para a qualidade dos dados existentes. O INAG, através do plano de bacias, já define alguns valores de recarga para alguns sistemas aquíferos, e que podem ser consultados através da página electrónica do SNIRH.

O valor da recarga pode ser estimado por diversos métodos, que podem ser agrupados em duas classes:

- a) Os que utilizam a equação de balanço hídrico no solo.

Estes tipos de métodos são baseados no facto que a água que entra no aquífero é igual à quantidade que sai, mais ou menos a variação de volume de água que está armazenada. Na prática só algumas das componentes podem ser medidas directamente, como por exemplo a precipitação, enquanto outras como a Evapotranspiração Real (ETR) e a ETP são estimadas

Para a determinação de ETP são utilizadas fórmulas semi-empíricas como as de Thornthwaite , Turc, Hargreaves, Blaney- Criddle e Penman-Monteith.

Para a determinação de ETR é utilizado o método de Penman-Grindley.

Para o cálculo específico de recarga em aquíferos de natureza carbonatada é utilizado o método de Kessler

b) Os que utilizam directamente variáveis hidrogeológicas.

Nesta classe estão os métodos baseados na flutuação do nível piezométrico e do balanço de cloretos.

7.3.1 Método de Balanço Hídrico

Este método baseia-se no facto que a quantidade da água que entra no aquífero deve ser igual à quantidade de água que sai (naturalmente ou por extracção) mais ou menos a variação de volume da água que está armazenada. Na prática só alguns dos termos podem ser medidos directamente (i.e. precipitação), enquanto os restantes (i.e. evapotranspiração potencial e real) devem ser estimados indirectamente usando expressões analíticas de preferência a equação de Penman-Monteith (Allen et al., 1998).

7.3.2 Método de Penman-Montheit

O método Penman-Monteith é o recomendado pela FAO (Food and Agriculture Organization) como método standard na determinação das necessidades em água de culturas agrícolas. Este método já provou fornecer boas estimativas de ETP para diversos locais em todo o mundo.

Para o seu cálculo necessitamos de valores de temperatura do ar, humidade relativa, velocidade do vento e radiação solar.

O valor de ETP pode ser calculado através de duas equações designadas por FAO56 e ASCE.

A primeira equação derivada por Allen et al. (1998) assume valores constantes de parâmetros para uma cultura de referência descrita no artigo nº 56 da FAO como “*a hypothetical reference crop with an assumed crop height of 0.12 m, a fixed surface resistance of 70 s m⁻¹ and an albedo of 0.23.*” e é expressa pela seguinte equação:

$$ETP = \frac{0.408\Delta(Rs-G) + \gamma \frac{900}{T+273} V \delta_e}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 V)} \quad (2)$$

Em que :

ETP - evapotranspiração potencial (mm / dia);

Δ - declive da curva de pressão de vapor (kPa °C⁻¹);

Rs - radiação solar (MJ / m² / dia);

G - densidade do fluxo de calor do solo (MJ m⁻² d⁻¹);

γ - constante psicrométrica (kPa °C⁻¹);

T - temperatura média do ar (°C);

V - velocidade média do vento a uma altura de 2 m do solo (m/s) ;

δ_e - défice da pressão de vapor (kPa);

A eq. 2 pode ser aplicada para obter valores horários de ETP desde que o valor 900 seja dividido por 24 horas e Rs e G sejam expressos em MJ. m² hr⁻¹.

A equação ASCE (American Society of Civil Engineers) baseia-se na equação FAO56 (eq. 2), tendo sido derivada para uma cultura hipotética de características típicas:

$$ETP = \frac{0.408\Delta(Rs-G) + \gamma \frac{c_n}{T+273} V \delta_e}{\Delta + \gamma(1 + c_d V)} \quad (3)$$

em que C_n e C_d são constantes que dependem do tipo de cultura e do intervalo de tempo, Os valores são determinados com o auxílio da tabela 1.

Quadro 1– Valores de C_n e C_d

Intervalo de tempo	Cultura de referência ET_{os}		Cultura de referência ET_{rs}		Unidades para ET_{os}, ET_{rs}	Unidades para R_s e G
	VEGETAÇÃO BAIXA		VEGETAÇÃO ALTA			
	C_n	C_d	C_n	C_d		
Diário	900	0.34	1600	0.38	mm/d	MJ/m ² /d
Horário, diurno	37	0.24	66	0.25	mm/h	MJ/m ² /h
Horário, Nocturno	37	0.96	66	1.7	mm/h	MJ/m ² /h

7.3.3 Método de Penman-Grindley

Para calcular o valor de recarga com base na equação 1 necessitamos determinar o valor de ETR a partir dos valores de ETP. A relação entre ETR e ETP é função da interação do conteúdo de humidade do solo, da vegetação e das condições climáticas.

À medida que a água do solo vai desaparecendo, aumenta o deficit de água no solo (DAS), Segundo o modelo conceptual sugerido por Penman o valor crítico de DAS é controlado pela constante de raiz (CR). O valor de CR é função do solo e das características da vegetação e traduz a quantidade de água disponível na zona reticular, que pode ser ainda evapotranspirada. Grindely determinou diferentes constantes de raízes para diferentes culturas e relacionou-as com valores máximos de DAS.

Segundo o algoritmo DMAS (Daily Soil Moisture Accounting) proposto por Holmes et al. (2002) a redução de ETP para ETR, para além de valor crítico DAS é substituída por uma relação linear descrita na equação 4.

$$\frac{ETR}{ETP} = \left[1 - \frac{(DAS - CR)}{A * CR} \right] \quad (4)$$

O parâmetro A determina o valor máximo de DAS a partir do qual a evaporação deixa de ocorrer

A relação entre $\frac{ETR}{ETP}$ e DAS assim como o modelo Penman-Grindley original estão representados no gráfico da fig. 1, em que se assumiu um valor de CR igual a 75mm.

O balanço hídrico no solo é processado num intervalo de tempo diário, de acordo com os seguintes passos

1 – O valor ETR para o intervalo de tempo i+1 é controlado pela relação de ordem entre DAS e RC.

Assim se $DAS_i > RC$ então a razão $\frac{ETR}{ETP}$ decresce segundo a equação 5

$$ETR_{i+1} = \left[1 - \frac{(DAS_i - CR)}{A + CR} \right] ETP_{i+1} \quad \text{se } DAS_i > CR$$

$$ETR_{i+1} = ETP_{i+1} \quad \text{se } DAS_i \leq CR \quad (5)$$

2 – Se existe suficiente precipitação (P) durante o intervalo de tempo i+1 que satisfaça as quantidades de água evapotranspirada então $DAS = 0$

$$\text{se } P_{i+1} - AE_{i+1} > DAS \quad \text{então } DAS_{i+1} = 0 \quad (6)$$

3 – Se a P é insuficiente para satisfazer as quantidades de água evapotranspirada, durante o intervalo de tempo i+1 então DAS é calculado segundo a equação 7.

$$\text{se } P_{i+1} - AE_{i+1} \leq DAS \quad \text{então } DAS_{i+1} = P_{i+1} - AE_{i+1} - DAS_i \quad (7)$$

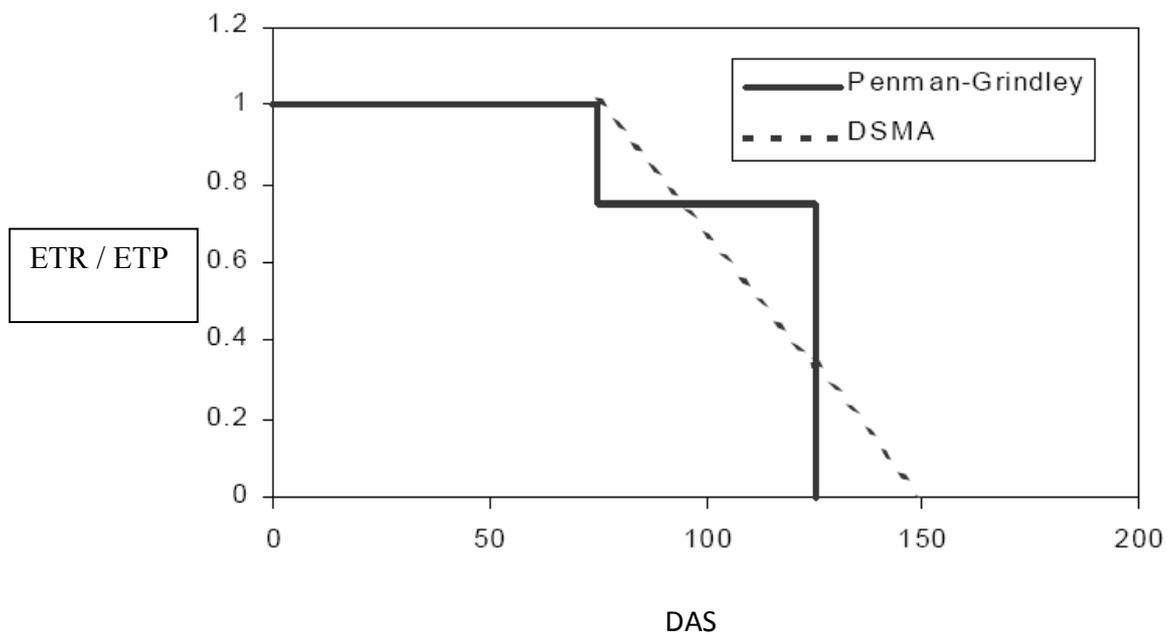


Figura 1 – Relação entre a razão ETR / ETP e DAS para os modelos Penman-Grindley e DSMA

7.3.4 Método de Kessler

O método de Kessler (1967) foi desenvolvido para estimar valores de recarga em aquíferos carbonatados, utilizando valores mensais de precipitação. Este método baseia-se na hipótese de que em regiões de clima quente, a recarga ocorre em dois períodos, ou seja, os primeiros e os últimos quatro meses do ano.

Primeiro é calculado um índice μ de acordo com a eq. 8.

$$\mu = \frac{P_{Set-Dez} - \bar{P}_{Set-Dez}}{\bar{P}_{Set-Dez}} \quad (8)$$

Em que:

$P_{Set-Dez}$ é a precipitação dos últimos 4 meses do ano

$\bar{P}_{Set-Dez}$ é a média das precipitações dos últimos 4 meses do ano, calculado para um período de tempo significativo.

O valor do factor de correcção k é calculado de acordo com o Quadro 2 para vários valores de μ .

Quadro 2- Valores do factor de correcção K para vários valores de μ

μ (%)	k
0-5	0
6-15	1
16-25	2
26-35	3
36-45	4
46-55	5
56-60	7
61-65	10
66-70	13
➤ 70	15

O valor K é adicionado ou subtraído à razão da precipitação determinativa definida como sendo a percentagem da chuva caída nos primeiros 4 meses do ano (Janeiro a Abril) relativamente ao total de pluviosidade anual, de acordo com o sinal da diferença

$$P_{Set-Dez} - \bar{P}_{Set-Dez}$$

Após esta correcção a taxa de recarga é calculada utilizando a curva da figura 2.

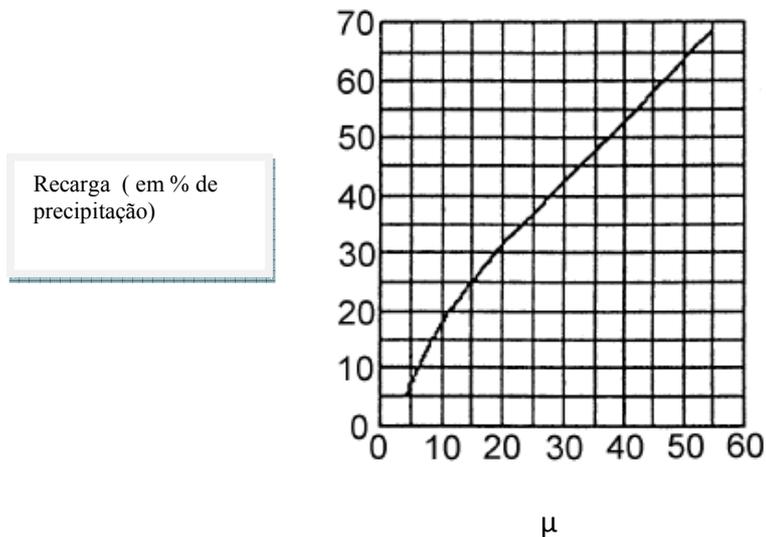


Figura 2 - Cálculo da taxa de recarga em função do valor μ

7.3.5 Método baseado na flutuação dos níveis piezométricos

Este método de estimação de recarga mensal é indicado para os aquíferos superficiais de tipo poroso e de dupla porosidade.

Neste método o aumento dos níveis freáticos que ocorre durante a época da chuva é utilizado para estimar valores de recarga, partindo de princípio que o aumento é devido exclusivamente à infiltração da água da chuva e que outros factores externos tais como bombagem ou irrigação não têm influência naquela variação. Os piezómetros escolhidos para a medição dos níveis freáticos não devem estar em conexão hidráulica com uma massa de água de superfície.

Neste caso o valor da recarga é dado pela seguinte expressão:

$$R = \phi \Delta h \quad (9)$$

Em que

ϕ é a porosidade eficaz

$\Delta h = H_{\max} - H_{\min}$, unidade S.I.: metros

Δh é variação do nível freático calculado entre o valor mínimo observado no início das primeiras chuvas (H_{\min}) e valor máximo observado (H_{\max}) no final da época da chuva .

7.3.6 Método do balanço de cloretos

Na base do método está o facto de que o cloreto é estável e, em geral, não é afectado por reacções químicas durante o processo de infiltração.

Se assumirmos que a concentração do ião cloreto observado na água subterrânea é o resultado da infiltração da água da chuva devido aos fenómenos de evapotranspiração, então temos que a recarga será calculada em termos de percentagem de precipitação com a seguinte expressão:

$$R(\%) = \frac{C_P}{C_A} \times 100 \quad (10)$$

Em que C_P é a concentração em ppm do ião cloreto na água da chuva e C_A é a concentração em ppm do ião cloreto na água subterrânea.

O método só pode ser utilizado em áreas onde não existe outra fonte de cloretos que não seja a da chuva. O seu uso está no entanto restringido a áreas que **não** apresentem contaminação.

7.4 Avaliação da vulnerabilidade

A utilização de índices de vulnerabilidade intrínseca como o DRASTIC, (Aller et al., 1987) ou o AVI, (Stempvoort et al., 1993) e de vulnerabilidade específico como o IS (Ribeiro, 2005) constituem sempre uma primeira etapa em qualquer plano de ordenamento e gestão de um sistema aquífero.

O interesse de avaliar o grau de vulnerabilidade das diversas formações aquíferas à contaminação decorre fundamentalmente da necessidade de fornecer um instrumento que seja útil nas tomadas de decisão ao nível do planeamento e ordenamento do território. Nesse sentido esta ferramenta poderá ser utilizada para a definição das áreas estratégicas de protecção e recarga de aquíferos uma vez que as áreas mais vulneráveis serão sem dúvida as áreas mais permeáveis e que alimentam o aquífero, e, também com maior impacto para a qualidade da água subterrânea.

Estima-se a vulnerabilidade à contaminação das massas de água subterrânea. No caso de existirem aquíferos sobrepostos, avalia-se a vulnerabilidade à contaminação para o sistema aquífero, mais superficial, uma vez que é o mais vulnerável.

No caso das orientações estratégicas consideramos o índice de susceptibilidade (IS) (Ribeiro, 2005) como metodologia a adoptar para os sistemas porosos e com dupla porosidade, como é o caso, dos aquíferos com comportamentos mistos (e.g. os sistemas aquíferos cársicos-porosos).

O IS consiste numa adaptação do índice DRASTIC e tenta corrigir duas das principais deficiências correntemente atribuídas a este último: a redundância entre parâmetros e o sistema de ponderação arbitrário. Neste documento apresenta-se um IS de natureza puramente intrínseco, isto é, o parâmetro ocupação do solo (LU) é retirado e os ponderadores dos outros quatro parâmetros re-estimados.

A vulnerabilidade nos sistemas aquíferos cársicos é resultado de uma estrutura muito heterogénea, em que por um lado, existe recarga difusa e localizada, e por outro temos permeabilidades muito elevadas nas condutas cársicas e baixas nos blocos não carsificados (SAEFL; 1998).

No caso dos sistemas aquíferos cársicos considera-se o índice de vulnerabilidade EPIK. Este índice considera a geologia cársica dos aquíferos, a geomorfologia e as características hidrogeológicas.

No caso dos sistemas aquíferos fissurados considera-se o índice de vulnerabilidade VULFRAC. Este índice considera a interacção de 3 atributos da zona não saturada: a espessura, o tipo de composição do material e a densidade, a conectividade e a abertura das fracturas.

7.4.1 Sistemas aquíferos porosos ou com dupla porosidade (fracturados e porosos)

Para a avaliação da vulnerabilidade específica nos sistemas aquíferos porosos ou com dupla porosidade descreve-se o Índice de Susceptibilidade (IS) (Ribeiro, 2005).

O IS é calculado a partir da soma ponderada de cinco parâmetros: profundidade da zona não saturada (D), recarga do aquífero (R), geologia do aquífero (A), declives do terreno (T) e ocupação do solo (LU¹). Os quatro primeiros parâmetros são comuns aos dois métodos, (IS e DRASTIC) e calculados segundo o procedimento descrito por Aller et al. (1987) sendo o último parâmetro LU introduzido com o objectivo de se apreciar o impacte ambiental do uso do solo na contaminação das águas subterrâneas.

¹ LU do Inglês "land use".

Como foi referido anteriormente o novo IS intrínseco será dado pela seguinte expressão

$$IS= 0.24D+ 0.27R+ 0.33A + 0.16T \quad (11)$$

Seguidamente explicam-se sucintamente os parâmetros que compõem o IS.

Profundidade da zona não saturada (D)- A profundidade do topo do aquífero é definida como a distância vertical que um determinado poluente tem de percorrer até chegar ao aquífero. Quanto maior for a distância a percorrer pelo poluente, maiores são as hipóteses de haver uma depuração por parte do solo atravessado. No Quadro 3 apresenta-se as classes definidas para o parâmetro D e as pontuações atribuídas a cada classe para o cálculo do IS.

Quadro 3 – Classes definidas para o parâmetro D.

Parâmetro	Classe	Valor
D (m)	<1.5	100
	1.5 – 4.6	90
	4.6 – 9.1	70
	9.1 – 15.2	50
	15.2 – 22.9	30
	22.9 – 30.5	20
	>30.5	10

Recarga do aquífero (R) - Este parâmetro mede a quantidade de água que chega anualmente ao aquífero através da precipitação. A recarga é calculada através dos métodos descritos no ponto 7.3 e seguidamente classificada de acordo com o Quadro 4.

Quadro 4 - Classes definidas para o parâmetro R.

Parâmetro	Classe	Valor
R (mm)	<51	10
	51 – 102	30
	102 – 178	60
	178 – 254	80
	>254	90

Geologia do aquífero (A) - Quanto mais permeável for o material dos aquíferos, maiores são as hipóteses de contaminação das águas subterrâneas. No Quadro 5 apresenta-se as classes definidas para o parâmetro A e as pontuações atribuídas a cada classe para o cálculo do IS.

Quadro 5 - Classes definidas para o parâmetro A.

Parâmetro	Classe	Valor	Valor típico
A	Xisto argiloso, argilito	10 – 30	20
	Rocha metamórfica / ígnea	20 – 50	30
	Rocha metamórfica / ígnea alterada	30 – 50	40
	“Till” glaciár	40 – 60	50
	Arenito, calcário e argilitos estratificados	50 – 90	60
	Arenito maciço	40 – 90	60
	Calcário maciço	40 – 90	80
	Areia e balastro	40 – 90	80
	Balastro	20 – 100	90

Topografia (T) - A topografia define os declives do terreno, que quanto mais elevados forem, maior é a escorrência superficial e a erosão, e menor é a infiltração. Deste modo, declives mais atenuados promovem uma maior infiltração e, também, o transporte dos contaminantes para as águas subterrâneas. No Quadro 6 apresenta-se as classes definidas para o parâmetro T e as pontuações atribuídas a cada classe para o cálculo do IS.

Quadro 6 - Classes definidas para o parâmetro T.

Parâmetro	Classe	Valor
T (%)	<2	100
	2 – 6	90
	6 – 12	50
	12 – 18	30
	>18	10

Após a classificação dos vários parâmetros (D, R, A, T) é efectuada a soma ponderada de acordo com a equação 11, para o cálculo do IS. Quanto maiores são os valores finais de IS obtidos, tanto maior é a probabilidade de determinada área ser mais vulnerável à contaminação das águas subterrâneas.

No Quadro 7 pode-se observar a classificação dos valores de IS em função da sua vulnerabilidade. Para efeitos de delimitação das áreas mais vulneráveis à poluição dos aquíferos porosos ou de dupla porosidade devem-se considerar os valores de IS correspondentes às classes de extremamente vulnerável a elevada.

Quadro 7- Classificação das classes do 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

7.4.2 Sistemas aquíferos cársicos

O método EPIK foi desenvolvido especificamente para a avaliação da vulnerabilidade de aquíferos cársicos (Doerfliger & Zwahlen 1997). O índice é construído com base nos seguintes 4 parâmetros:

E - Epicarso

P - Cobertura de protecção

I - Condições de infiltração

K - Grau de desenvolvimento da rede cársica

A cada parâmetro é atribuído um valor segundo uma classificação em que se toma em conta o impacto potencial da poluição (ver Quadros 9, 10, 11 e 12).

Quadro 8- Aspectos de geomorfologia cársica

Epicarso	Aspectos da geomorfologia cársica	Classificação
E1	Sumidouros, dolinas, afloramentos muito fracturados	1
E2	Zonas intermediárias no alinhamento de dolinas, vales secos, afloramentos com fracturação média	3
E3	Ausência	4

Quadro 9 - Espessura da cobertura de protecção

Cobertura de protecção	Espessura do solo acima do aquífero cársico	Classificação
P1	0 – 20 cm	1
P2	20 – 100 cm	2
P3	1m – 8 m	3
P4	>8m	4

Quadro 10- Tipo de infiltração

Infiltração	Tipo	Classificação
I1	Cursos de água de carácter perene ou temporário que alimentam sumidouros e dolinas	1
I2	Áreas em bacias hidrográficas com inclinação > 10% em áreas cultivadas e >25% em prados e pastagens	2
I3	Áreas em bacias hidrográficas com inclinação <10% em áreas cultivadas e <25% em prados e pastagens	3
I4	A restante área da bacia hidrográfica	4

Quadro 11 - Desenvolvimento da rede cársica

Rede cársica	Grau de desenvolvimento	Classificação
K1	Moderado a muito desenvolvido	1
K2	Fraco	2
K3	Aquíferos sem carsificação	3

O factor de protecção **F** é calculado a partir da seguinte expressão:

$$F = 3 \times E_i + P_j + 3 \times I_k + 2 \times K_l \quad (12)$$

O factor de protecção pode tomar os valores de 9 a 34. Os graus de vulnerabilidade são atribuídos de acordo com a seguinte divisão de classes (Quadro 12).

Após a classificação dos vários parâmetros (E, P, I, K) é efectuada a soma ponderada de acordo com a equação 12, para o cálculo do índice.

No Quadro 12 pode-se observar a classificação dos valores do EPIK em função da sua vulnerabilidade. Para efeitos de delimitação das áreas mais vulneráveis à poluição dos aquíferos cársicos devem-se considerar os valores de EPIK correspondentes às classes de vulnerabilidade muito alta a alta.

Quadro 12 – Índice EPIK e classes de vulnerabilidade

Índice EPIK	Grau de vulnerabilidade
≤ 19	Muito Alta
$19 < F < 25$	Alta
> 25	Moderada a Baixa

7.4.3 Sistemas aquíferos fissurados

O método designado por VULFRAC foi especificamente desenvolvido para avaliar a vulnerabilidade em meios hidrogeológicos fracturados tendo sido proposto por Fernandes (Fernandes, 2003), com base no método HTD (Homogeneous Tectonic Domain) para determinar a influência dos aspectos tectónicos nas produtividades de captações em rochas de baixa permeabilidade.

O método VULFRAC assume que o fluxo de contaminante na zona não saturada pode ser controlado pelas fracturas principalmente nos períodos de recarga, ou induzido por sobrecarga hidráulica associada à actividade poluente.

A vulnerabilidade será condicionada pela interacção de 3 atributos da zona não saturada: a espessura, o tipo de composição do material e a densidade, a conectividade e a abertura das fracturas. Enquanto os 2 primeiros factores regem a capacidade de atenuação da zona não saturada, o último controla a acessibilidade hidráulica dos contaminantes à zona saturada.

Da combinação de 3 mapas: o que representa o comprimento total, o mapa do número de intersecções dos alinhamentos e o mapa representando as áreas tectónico-estruturais, nascem 3 classes de fracturação:

Classe 1 – Áreas caracterizadas por terem densidade baixa de alinhamentos, reduzido número de intersecções e baixo número de fracturas abertas

Classe 2 – Áreas caracterizadas por terem densidade mediana de alinhamentos e do número de intersecções, mas com maior quantidade de fracturas abertas.

Classe 3 – Áreas caracterizadas por terem densidade elevada de alinhamentos que coincidem com áreas onde ocorrem grande quantidade de intersecções, e grande quantidade de fracturas abertas.

No que respeito ao atributo fracturação a vulnerabilidade aumentará da Classe 1 para a Classe 3.

Analisando conjuntamente os 3 factores: natureza da zona não saturada; classes de fracturação e profundidade ao nível freático podem então determinar-se classes de vulnerabilidade VULFRAC, segundo a matriz representada no Quadro 14.

Para efeitos de delimitação das áreas mais vulneráveis à poluição dos aquíferos fissurados devem-se considerar os valores de VULFRAC correspondentes às classes de vulnerabilidade alta a moderada/alta.

Quadro 13 – Classes de vulnerabilidade VULFRAC

	natureza da zona não saturada			
Fracturação	gneisse		granito	
Classe 1	B	MA	MB	MA
Classe 2	MB	A	MA	A
Classe 3	MA	A	A	A
	>10 m	<10 m	>10 m	<10 m
	profundidade do nível freático			

Vulnerabilidade:

B – baixa MB – moderada/baixa A – alta MA – moderada/alta

8 Notas finais:

Existe necessidade por parte do país de uma melhor cobertura da rede piezométrica do Instituto da Água (INAG), além de que, estes níveis deveriam ser, pelo menos, medidos diariamente para melhor responderem às exigências que este e outros diplomas exigem, nomeadamente, a Lei da Água (2005).

A falta de cobertura para todo o Portugal das cartas geológicas à escala 1/50 000, levanta condicionalismos que dificultam a prática deste diploma em algumas regiões. Além, de prejudicar a uniformidade das resoluções tomadas pelos responsáveis regionais. Ao existir este vazio de informação, torna-se necessário recorrer a soluções alternativas que poderão não ser as mais correctas, do ponto de vista técnico-científico, e podem ter maiores custos, do ponto de vista económico.

9 REFERÊNCIAS

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) - Crop Evapotranspiration.. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN 92-5-104219-5. <http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.HTM>

Aller, L.; Bennet, T.; Lehr, J. H. & Petty, R. J. (1987). Drastic: a standardized system for evaluation groundwater pollution using hydrogeologic settings. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Ada, Oklahoma, EPA 600/2-85/018

Alves M. H. et al. (2002), *Contributos para a determinação do caudal ecológico em Portugal continental*. Edição APRH-INAG, Lisboa, ISBN 972-97480-3-9.

Danielopol, D. (1989), Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8, pp. 18-35.

Doerfliger & Zwahlen (1997) – "EPIK- A new method for outlining of protection areas in karstic environment" in Gunnay G, Jonshon AI (eds) – international Symposium and Field seminar on karst waters and environmental impacts, Antalya, Turkey, Balkema, Rotterdam, pp.117-123.

Fernandes A.J (2003) "The Influence of cenozoic tectonics on the groundwater production capacity and vulnerability of fractured rocks: a case study in São Paulo, Brazil" in Krázný, Hrkal & Bruthans (eds) *Groundwater in Fractured Rocks* 61-62 Prague, Czech Republic,

Hatton, T. e Evans R. (1998), *Dependence of ecosystems on groundwater and its significance to Australia*, Land and Water Resources, Occasional Paper, No 12/98, Canberra.

Holmes M.G.R, Young A.R., Gustard A. Grew R. (2002) - A new approach to estimating Mean Flow in the UK *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(4), 709–720

INAG (1997), *Definição, caracterização e cartografia dos sistemas aquíferos de Portugal continental*, Instituto da Água, Relatório Final, 236 pp.

INAG (2001), *Plano nacional da água – introdução, caracterização e diagnóstico da situação actual dos recursos hídricos*. Instituto da Água, Vol.1 E2.

Kessler H (1967) Water balance investigations in the karst regions of Hungary. Act Coll Dubrovnik, AIHS-UNESCO, Paris

Lerner DN, Issar AS, Simmers I (1990) Groundwater recharge, a guide to understanding and estimating natural recharge. International Association of Hydrogeologists, Kenilworth, Rep 8, 345 pp

Monteiro, J. P. (2001), Characterisation of a carbonate aquifer for the application of a regional discrete continuum flow model (Castelo de Vide carbonate aquifer - Alentejo, Portugal). PhD Thesis, Université de Neuchâtel.

Monteith, J.L. (1965) Evaporation and environment. pp. 205-234. In G.E. Fogg (ed.) Symposium of the Society for Experimental Biology, *The State and Movement of Water in Living Organisms*, Vol. 19, Academic Press, Inc., NY.

Nunes, L., C. Dill, L. Ribeiro e J. Vieira (2002), Mixed Analytical and Numerical Modelling of an Oceanic Peninsula using the Dupuit-Ghyben-Herzberg approach *in*: K. Kovar e Z. Hrkal (eds.), *Modelcare2002 - Calibration And Reliability In Groundwater Modelling: A Few Steps Closer To Reality*, IAHS Publ. N. 277, pp. 239-246.

Penman, H.L. (1948) Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. Proc. Roy. Soc. London A193:120-146.

Ribeiro L. (2002), *Recursos Hídricos Subterrâneos de Portugal Continental*, INAG (eds.), Lisboa, 94pp, ISBN 972-9412-69-3.

Ribeiro, L. (2005) – "Um Novo Índice de Vulnerabilidade Específico de Aquíferos à Contaminação: Formulação e Aplicações", in Actas do 7º SILUSBA, APRH, Évora, 15p

SAEFL (1998) – Practical Guide: "Groundwater Vulnerability Mapping in Karstic Regions (EPIK)". Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Bern, 56 pp.

Stempvoort V., Ewert D. e Wassenaar L. (1993) - Aquifer Vulnerability Index: A GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping.

10 GLOSSÁRIO

Águas subterrâneas - todas as águas que se encontram abaixo da superfície do solo, na zona saturada, e em contacto directo com o solo ou com o subsolo (Lei da Água, 2005).

Aluviões – Formação geológica composta por um conjunto de sedimentos recentes de materiais não consolidados (areias, cascalhos, argilas, lodos), depositados pelos cursos de água em condições de redução de carga fluvial. Estes depósitos constituem, muitas vezes, unidades aquíferas que podem ser importantes para a manutenção dos ecossistemas fluviais (ecossistemas aquáticos e ripários), uma vez que, tendo conexão hidráulica com os cursos de água, podem contribuir para o seu caudal, nos meses em que não há precipitação.

Aquífero – uma ou mais camadas subterrâneas de rocha ou outros estratos geológicos suficientemente porosos e permeáveis para permitirem um escoamento significativo de águas subterrâneas ou a captação de quantidades significativas de águas subterrâneas (Lei da Água, 2005).

Aquífero confinado – aquífero cuja superfície piezométrica situa-se acima do respectivo tecto e a pressão da água é sempre superior à pressão atmosférica

Aquífero livre ou freático - aquífero que não é limitado por uma camada impermeável. O limite superior é constituído por uma superfície de saturação onde a água está à pressão atmosférica cuja superfície piezométrica situa-se acima do respectivo tecto e a pressão da água é sempre superior à pressão atmosférica.

Aquífero monocamada - aquífero constituído por uma única camada produtiva

Aquífero multicamada – aquífero constituído por mais de uma camada produtiva

Artesianismo repuxante – É o fenómeno que se verifica quando a água de uma camada aquífera se encontra sobre pressão, de tal modo que quando esta é intersectada por uma sondagem, o nível piezométrico se situa acima da cota do terreno

Drenância – Num sistema aquífero multi-camada existem mecanismos de intercâmbio de água entre os aquíferos superficiais e profundos nos dois sentidos, estes mecanismos designam-se por fenómenos de drenância.

Nas captações mais profundas, em que são exploradas os aquíferos confinados, os cones de rebaixamento provocados pela toma de água, podem induzir, pela alteração

dos potenciais hidráulicos, uma entrada de volume de água do aquífero superficial para o aquífero profundo com eventuais consequências como, a perda da qualidade da água, principalmente quando essas captações se localizam junto de estuários ou do mar. O mesmo fenómeno acontece entre massas de água superficiais (cursos de água, lagos, albufeiras, etc) e os aquíferos.

Evapotranspiração potencial define-se como o limite superior da evapotranspiração para condições de humidade do solo óptimas

Evapotranspiração real define-se como a evapotranspiração efectivamente verificada num dado período

Intrusão marinha/salina - Quando um aquífero tem ligação hidráulica com águas salobras ou marinhas, o aquífero pode conter porções de água doce e de água salgada. Como a água doce é menos densa que a água salgada, a primeira encontra-se a menores profundidades. A fronteira entre as zonas de água doce e de água salgada não é nítida, consistindo numa zona de mudança gradual ao longo de uma distância finita, que é conhecida como a zona de difusão ou zona de mistura.

Em condições naturais de não perturbação, o aquífero costeiro mantém um estado de equilíbrio, com uma interface quase estacionária, havendo sobre esta um fluxo de água doce em direcção ao mar.

Processos como a recarga, o escoamento subterrâneo, a mistura das águas e descarga contribuem para que a zona de interface se mantenha quase estacionária. A mudança de um ou mais destes processos pode contribuir para que haja uma alteração da posição da zona de interface, denominada *intrusão lateral*.

Em condições de sobre-exploração de um aquífero costeiro com ligação hidráulica com águas salobras ou marinhas, o rebaixamento da cota da água (ou da superfície piezométrica num aquífero confinado) pode provocar a penetração da água salgada para o interior, atingindo progressivamente as captações mais afastadas do mar.

Em furos profundos e costeiros, também se pode dar a ascensão da água salgada, por bombagem, denominando-se neste caso o processo por *intrusão salina de segunda ordem*.

Massa de águas subterrâneas: um meio de águas subterrâneas delimitado que faz parte de um ou mais aquíferos. (Lei da Água, 2005).

Nível piezométrico – é o nível a que a água de um aquífero se encontra à pressão atmosférica (aquífero livre) ou acima do tecto (aquífero confinado).

Recarga - fluxo de água descendente que chega ao nível freático cujo volume contribui para o armazenamento do aquífero. Em condições de não exploração do aquífero o valor anual médio da recarga deve ser igual à descarga natural do sistema. O volume que entra no sistema é a parcela que constitui os recursos hídricos renováveis. Existem três mecanismos de recarga (Lerner et al. 1990): recarga directa por infiltração da água da chuva ou da rega através da zona não saturada, recarga induzida drenância entre camadas aquíferas, cursos de água, lagos, estuários.

Dependendo das formações geológicas a recarga pode ocorrer uniformemente por toda a superfície da formação (recarga difusa) ou pode ocorrer em determinadas áreas com características geomorfológicas mais favoráveis como as depressões (recarga localizada).

Recursos disponíveis de águas subterrâneas - a diferença entre o caudal médio anual a longo prazo de recarga total do meio hídrico subterrâneo e o caudal anual a longo prazo necessário para alcançar os objectivos de qualidade ecológica das águas superficiais associadas, para evitar uma degradação significativa do estado ecológico dessas águas e prejuízos importantes nos ecossistemas terrestres associados (Lei da Água, 2005).

Sobre-exploração - diz-se que aquíferos estão sobre-explorados quando os recursos hídricos subterrâneos são explorados de forma contínua acima dos recursos médios renováveis ou quando dessa exploração resultam consequências indesejáveis, sejam económicas, ecológicas, legais, ou outras.

A sobre-exploração pode ser diagnosticada através de certos indicadores como sejam a evolução dos níveis piezométricos, a evolução dos caudais de nascentes e do escoamento de base, mudanças no comportamento de zonas húmidas, mudanças na qualidade induzidas pelo abaixamento dos níveis, avanço da interface salina em aquíferos costeiros, etc.

Vulnerabilidade – A vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição não é uma característica que se possa medir no terreno. Na raiz da sua definição está a percepção de que determinadas áreas são mais susceptíveis á contaminação do que outras, tomando em conta o grau de eficácia dos processos de atenuação natural, que variam por vezes drasticamente de um local para outro e a constituição litológica das formações onde ocorre ou poderá vir a ocorrer um fenómeno de poluição. Vulnerabilidade pode assim ser definida como o grau da potencial susceptibilidade da água subterrânea a uma fonte de poluição tópica ou difusa.

A vulnerabilidade intrínseca é definida através de características geológicas e hidrogeológicas, não se considerando por esse facto o factor antrópico. Já a vulnerabilidade específica considera além das características intrínsecas do meio algumas características específicas tais como a ocupação do solo ou o tipo de contaminante.