



MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, I.P.

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E AMBIENTE
Núcleo de Águas Subterrâneas

Proc. 0607/14/17372

**ÁGUA, ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E ACTIVIDADE HUMANA. UMA
ABORDAGEM INTEGRADA E PARTICIPATIVA NA DEFINIÇÃO DE
ESTRATÉGIAS INOVADORAS E PROSPECTIVAS DE GESTÃO
INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NO SUL DE PORTUGAL –
PROWATERMAN**

Referência do projecto n.º PTDC/AAC-AMB/105061/2008

**Segundo relatório temático – Recarga artificial de aquíferos e vulnerabilidade das
águas subterrâneas às alterações climáticas**

Equipas do projecto:



LABORATÓRIO NACIONAL
DE ENGENHARIA CIVIL



FACULDADE
DE CIÊNCIAS
UNIVERSIDADE DE LISBOA



Universidade
Atlântica



Lisboa, Setembro 2010

Estudo realizado para:

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia
MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR

**ÁGUA, ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E ACTIVIDADE HUMANA. UMA
ABORDAGEM INTEGRADA E PARTICIPATIVA NA DEFINIÇÃO DE
ESTRATÉGIAS INOVADORAS E PROSPECTIVAS DE GESTÃO
INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NO SUL DE PORTUGAL –
PROWATERMAN**

Referência do projecto n.º PTDC/AAC-AMB/105061/2008

**Segundo relatório temático – Recarga artificial de aquíferos e vulnerabilidade das
águas subterrâneas às alterações climáticas**

Resumo

No presente relatório é apresentado um estado da arte da tarefa 3 do projecto PROWATERMAN, através do desenvolvimento de uma revisão bibliográfica sobre métodos não-convencionais de obtenção e/ou gestão de recursos hídricos, ensaios de traçadores como método de análise de sistemas aquíferos, modelação da recarga de aquíferos em cenário de alterações climáticas à escala regional e os impactes e vulnerabilidade às alterações climáticas do meio hídrico.

**WATER, AQUATIC ECOSYSTEMS AND HUMAN ACTIVITY. AN INTEGRATED AND
PARTICIPATORY FRAMEWORK TO DEFINE INNOVATIVE PROSPECTIVE
STRATEGIES FOR WATER RESOURCES MANAGEMENT IN SOUTH PORTUGAL -
PROWATERMAN**

**2nd Thematic report – Artificial groundwater recharge and groundwater vulnerability
to the climate change**

Abstract

This report presents a state of art of the PROWATERMAN project 3rd task through the development of a bibliographic revision of the themes: water obtainment and/or water management with non conventional methods, groundwater tracer tests as an aquifer analysis tool, regional scale mathematical modelling of aquifer recharge in climate changes scenarios and impacts and vulnerability of water resources to the climate changes.

**EAU, ECOSYSTEMES AQUATIQUES ET ACTIVITE HUMAINE: UN
ENQUADREMENT INTEGRE ET PARTICIPATIF POUR DEFINIR DES STRATEGIES
INOVATIVES ET PROSPECTIVES POUR LA GESTION DES RESSOURCES
HYDRIQUES DANS LE SUD DU PORTUGAL - PROWATERMAN**

**2ème rapport thématique - Recharge artificiel d'aquifères et vulnérabilité
des eaux souterraines aux changements climatiques**

Sommaire

Ce rapport contient l'état de l'art de la troisième tâche du projet PROWATERMAN à partir d'une révision bibliographique des thèmes suivantes: obtention et/ou gestion de l'eau avec des méthodes non-conventionnelles, essais de traçage en eau souterraine comme un instrument d'analyse d'un aquifère, modélisation de la recharge des aquifères en tenant en compte des scénarios de changement climatique pour une échelle régionale et les impacts et vulnérabilités des milieux hydriques aux changements climatiques.

ÍNDICE DO TEXTO

1	INTRODUÇÃO	1
2	MÉTODOS NÃO-CONVENCIONAIS DE GESTÃO E/OU OBTENÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	2
2.1	INTRODUÇÃO À SECÇÃO	2
2.2	UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS.....	2
2.2.1	INTRODUÇÃO À TEMÁTICA	2
2.2.2	REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA RECARGA ARTIFICIAL DE SISTEMA AQUÍFEROS	4
2.2.3	REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA RESIDUAL TRATADA EM PORTUGAL – ENFOQUE PARA O ALGARVE E ALENTEJO.....	9
2.3	DESSALINIZAÇÃO DA ÁGUA DO MAR E ÁGUAS SALOBRAS	12
2.3.1	INTRODUÇÃO À TEMÁTICA	12
2.3.2	DESSALINIZAÇÃO EM PORTUGAL – ENFOQUE PARA O ALGARVE	14
2.4	RECARGA ARTIFICIAL DE SISTEMAS AQUÍFEROS.....	15
2.4.1	INTRODUÇÃO À TEMÁTICA	15
2.4.2	TÉCNICAS DE RECARGA ARTIFICIAL	18
2.4.2.1	Introdução.....	18
2.4.2.2	Métodos indirectos à superfície	20
2.4.2.3	Métodos directos em profundidade	23
2.4.2.4	Métodos indirectos em profundidade.....	26
2.4.3	APLICAÇÃO DE RECARGA ARTIFICIAL EM PORTUGAL	27
2.5	OUTROS MÉTODOS NÃO – CONVENCIONAIS	32
3	ENSAIOS DE TRAÇADORES	35
3.1	INTRODUÇÃO AOS TRAÇADORES	35
3.2	CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS BACTERIÓFAGOS	37
3.2.1	INTRODUÇÃO À TEMÁTICA	37
3.2.2	A UTILIZAÇÃO DE BACTERIÓFAGOS EM ENSAIOS DE TRAÇADOR.....	39
3.3	PRINCIPAIS CONCLUSÕES DE ESTUDOS NESTE DOMÍNIO.....	40
3.4	ENSAIOS DE TRAÇADOR REALIZADOS NO SISTEMA AQUÍFERO QUERENÇA-SILVES	44
3.5	ENSAIOS DE TRAÇADOR REALIZADOS NO SISTEMA AQUÍFERO DA CAMPINA DE FARO	45
4	MODELAÇÃO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS À ESCALA REGIONAL/RECARGA DE AQUÍFEROS EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – AS CONTRIBUIÇÕES DOS PROJECTOS GABARDINE E CLIMWAT	47
4.1	MODELAÇÃO CLIMÁTICA/DOWNSCALING	47
4.2	MODELAÇÃO DA INCERTEZA DA PRECIPITAÇÃO.....	55
4.3	MODELAÇÃO DAS RECARGAS.....	60
5	IMPACTES E VULNERABILIDADE ÀS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E PRESSÕES SOBRE O MEIO HÍDRICO: AS MODIFICAÇÕES NOS TEORES DE ÁGUA DO SOLO, ESCOAMENTO SUPERFICIAL E RECARGA	62

5.1	PRESSÕES SOBRE OS AQUÍFEROS EM CONDIÇÕES DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS	62
5.2	ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E SEUS IMPACTOS SOBRE O ESCOAMENTO SUPERFICIAL	65
5.3	ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E SEUS IMPACTOS NOS AQUÍFEROS COSTEIROS.....	74
5.4	ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E SEUS IMPACTOS SOBRE A RECARGA DE AQUÍFEROS.....	76
BIBLIOGRAFIA		85
ANEXO I		95
ANEXO II		97
ANEXO III		100

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 – Esquema simplificado sobre a reutilização de água.	2
Fig. 2 – Gráfico que relaciona a distância entre o local de recarga artificial e o local de captação com a concentração de poluentes. De destacar a zona de atenuação.	5
Fig. 3 – Imagens das bacias de infiltração da estação de Korba na Tunísia.	6
Fig. 4 – Localização dos actuais campos de golfe em funcionamento e estações de tratamento de águas residuais no Algarve. Divisão das ETAR pelo tipo de tratamento disponível. Destaque para as ETAR que pertencem ao Plano de Reutilização da AdA.	10
Fig. 5 – Volume de água residual produzida por concelho (Algarve) em 2006. Divisão conforme o destino final da água tratada.	11
Fig. 6 – Volume de água residual tratada que é reutilizada em alguns concelhos algarvios. Divisão em dois anos, 2003 e 2006.	11
Fig. 7 – Capacidade de dessalinização por regiões no Mundo. Divisão por anos, 2005, 2010 e 2015.	13
Fig. 8 – Capacidade de dessalinização por país europeu (2005).	14
Fig. 9 – Membranas de Osmose Inversa da estação de Porto Santo.	15
Fig. 10 – Mapeamento preliminar do número de casos de recarga artificial no mundo – Global Groundwater Information System	17
Fig. 11 – Esquemas de sistemas de recarga artificial e posterior captação. Destaque para os sete passos essenciais. A) corresponde a um sistema de recarga em profundidade e B) corresponde a um esquema de recarga à superfície.	18
Fig. 12 – Exemplos de métodos de recarga à superfície.	20
Fig. 13 – Esquema das bacias de infiltração desenvolvidas no âmbito do projecto GABARDINE. Vista em perfil (em cima) e em planta (em baixo).	21
Fig. 14 - Esquema de canais de infiltração.	22
Fig. 15 – Esquema de uma represa com descarga.	23
Fig. 16 – Esquema de represas montadas em série num sistema contínuo no leito de um rio.	23
Fig. 17 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona saturada.	24
Fig. 18 – Esquemas de funcionamento das técnicas ASR e ASTR.	25
Fig. 19 – Múltiplas barreiras de protecção contra poluentes e danos de um aquífero.	25
Fig. 20 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona vadosa.	26
Fig. 21 – Imagens dos ensaios realizados nas noras algarvias.	28
Fig. 22 – Leito do Rio Seco, Campina de Faro, Algarve.	29
Fig. 23 – Gráfico referente aos ensaios de recarga em profundidade nas noras algarvias durante o projecto GABARDINE.	29
Fig. 24 – Gráfico que relaciona nível hidráulico da água de recarga com a taxa de recarga. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.	30
Fig. 25 – Perfil do material geológico no Areal Gordo (Algarve) no lado esquerdo e imagem real onde é possível ver-se os três materiais identificados.	30
Fig. 26 – Gráfico que relaciona a percentagem de areia de um material geológico com a taxa de infiltração. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.	31
Fig. 27 – Esquema simplificado de uma possível estrutura de colheita de água da chuva e tratamento.	33
Fig. 28 – Curva de restituição ideal.	37
Fig. 29 – Curva de restituição do bacteriófago P22H5, na nascente de Hubelj.	41
Fig. 30 – Curvas de restituição para os bacteriófagos e sulfurodamina G no ensaio realizado em Nov. de 1993.	42
Fig. 31 – Curvas de restituição para os bacteriófagos e urânio no ensaio realizado em Fev. de 1995.	42

Fig. 32 – Localização dos pontos de injeção e amostragem utilizados no ensaio de traçadores realizado por Reis <i>et al.</i> (2007).....	44
Fig. 33 – Imagem do ensaio com traçador salino realizado numa bacia no leito do Rio Seco, Algarve. Ensaio desenvolvido no âmbito do projecto GABARDINE.....	45
Fig. 34 – Gráfico do ensaio de traçador na Campina de Faro. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.....	46
Fig. 35 – Tipos de circulação atmosférica descritora das condições climáticas para a bacia do Mediterrâneo.....	48
Fig. 36 – Estrutura do modelo de rede neural artificial (ANN).....	48
Fig. 37 – Áreas dos modelos climáticos regionais usadas para o downscaling das áreas de estudo....	49
Fig. 38 – Resultados do downscaling para a precipitação, pelo Método de Regressão Linear Múltipla, nos períodos de validação do método.	50
Fig. 39 – Resultados do downscaling para a precipitação, pelo Método de Regressão Linear Múltipla, para o período de cenários de alteração climática. a) Comparação para o período de validação entre precipitação downscaled e observada. b) Comparação para o período de cenários entre precipitação downscaled para cenário de alteração climática e precipitação downscaled e observada no período de validação.	50
Fig. 40 – Resultados das simulações de precipitação por downscaling dinâmico para o cenário de emissões A2, para São Brás de Alportel. a) Diferenças entre os valores de precipitação simulados e observados para o período de controlo. b) Diferenças de precipitação simulada para o período 2021-2050 e a observada no período de controlo. c) Diferenças de precipitação simulada para o período 2071-2100 e a observada no período de controlo.	52
Fig. 41 – Projecções das evoluções das temperaturas e precipitações em cenários de alteração climática.....	54
Fig. 42 – Variação percentual da precipitação e da temperatura em cenários de alteração climática. ..	54
Fig. 43 – SAR e SAP para a estação de Lagos.	55
Fig. 44 – Valores de NRS para Lagos.....	56
Fig. 45 – Valores de RC para Lagos.....	56
Fig. 46 – Valores de RSY para Lagos.....	57
Fig. 47 – Distribuição dos períodos de seca para Lagos.	57
Fig. 48 – Alterações à Extensão da Época de Precipitação em Lagos.	58
Fig. 49 – Tendência de Evolução Temporal do Número de Eventos de Precipitação para Lagos.....	58
Fig. 50 – Análise de Clusters para Lagos.	59
Fig. 51 – Incertezas dos Parâmetros dos Regimes de Precipitação e Clusters para Lagos.	59
Fig. 52 – Valores de escoamento superficial em duas estações no Rio Seco.....	61
Fig. 53 – Períodos de retorno para 10 e 100 anos de intensidade-duração-frequência para os cenários HADCM2SUL.....	67
Fig. 54 – Alterações no ciclo da água para as bacias do Arno e Sieve em condições de alterações climáticas.....	68
Fig. 55 – Alteração do escoamento superficial, subsuperficial e evapotranspiração para diferentes cenários de variação da temperatura (secção esquerda), precipitação (secção central) e concentração atmosférica de CO ₂ (secção esquerda) no sudeste alentejano.....	70
Fig. 56 – Concentrações de nutrientes em função do caudal no Rio Meuse.	72
Fig. 57 – Diferenças ente os níveis de água entre as condições actuais e a) cenário futuro 2010-2039, b) cenário futuro 2040-2069.....	73
Fig. 58 – Variação sazonal da recarga em zona de floresta alpina.....	79
Fig. 59 – Recarga cumulativa para alfalfa (topo), amendoais (centro) e tomate (base) para diferentes cenários de alterações climáticas	81

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Possíveis destinos, preocupações e sistemas afectados pela utilização de água residual tratada	3
Quadro 2 – Volume de água residual tratada utilizada em países do Mediterrâneo.....	4
Quadro 3 – Tipo de tratamento da água residual e de manutenção quando o seu destino é a recarga artificial de sistema aquíferos	5
Quadro 4 – Casos de estudo do projecto internacional RECLAIMWATER.....	8
Quadro 5 – Principais processos de dessalinização de água	12
Quadro 6 – Quadro resumo dos três projectos europeus que envolveram recarga artificial de sistemas aquíferos.....	17
Quadro 7 – Síntese das vantagens e desvantagens dos sistemas de recarga artificial de sistemas aquíferos. Divisão em recarga à superfície e em profundidade.....	19
Quadro 8 – Síntese dos possíveis usos da água obtida por colheita da água da chuva (RWH) e o nível de tratamento necessário para sua aplicação.	33
Quadro 9 – Principais vantagens e desvantagens das diferentes categorias de traçadores.	36
Quadro 10 – Estimativas de alterações futuras nas precipitações a partir dos resultados downscaled para os cenários de emissões A2 e B2 para São Brás de Alportel.....	51
Quadro 11 – Variação das percentagens de recarga para diferentes cenários de alteração climática num aquífero costeiro em zona semi-árida mediterrânica.	76
Quadro 12 – Alterações da recarga para diferentes cenários de alteração climática em zona de floresta alpina.....	78
Quadro 13 – Consumos e recursos disponíveis em função das variações de recarga em condições de alteração climática	83

ÁGUA, ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS E ACTIVIDADE HUMANA. UMA ABORDAGEM INTEGRADA E PARTICIPATIVA NA DEFINIÇÃO DE ESTRATÉGIAS INOVADORAS E PROSPECTIVAS DE GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NO SUL DE PORTUGAL – PROWATERMAN

Referência do projecto n.º PTDC/AAC-AMB/105061/2008

Segundo relatório temático – Recarga artificial de aquíferos e vulnerabilidade das águas subterrâneas às alterações climáticas

1 Introdução

O projecto PROWATERMAN, a desenvolver no Sul de Portugal tem a participação das seguintes instituições: Laboratório Nacional de Engenharia CIVIL (LNEC), Universidade do Algarve (UALg), Universidade Atlântica (UAtla) e Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FFC/FC/UL).

Sendo um projecto com cariz de integração de várias matérias da gestão de recursos hídricos, apresenta os seguintes objectivos principais:

- ◆ Analisar e compreender as dimensões ambientais, socioeconómicas e institucionais da sustentabilidade da água para garantir a qualidade deste recurso e aumentar a eficiência e equidade do seu uso, através de uma abordagem integrada da gestão dos recursos hídricos.
- ◆ Definir estratégias locais inovadoras para a gestão sustentável da água.
- ◆ Formular um conjunto de orientações de boas práticas para a conservação da qualidade e quantidade da água.

Neste projecto, além das tarefas de coordenação, o LNEC desenvolverá actividade no âmbito da Tarefa 3 – Disponibilidades hídricas e vulnerabilidade, realizando os seguintes estudos:

- ◆ Estimativa da recarga de aquíferos utilizando o modelo BALSEQ (balanço sequencial diário), fazendo a integração de informação cartográfica relativa a: precipitação, evapotranspiração potencial, uso do solo, solos.
- ◆ Mapeamento das disponibilidades hídricas e qualidade da água.
- ◆ Definição de potenciais origens de água alternativas para recarga artificial, incluindo a determinação das áreas mais apropriadas para a recarga artificial – índice GABA-IFI.
- ◆ Produção de mapas de vulnerabilidade e análise de risco.
- ◆ Mapeamento das disponibilidades hídricas considerando as alterações climáticas.
- ◆ Proposta de recomendações de gestão e protecção dos recursos hídricos com base nos resultados obtidos no âmbito desta tarefa.

Actualmente, existem vários trabalhos desenvolvidos no âmbito destes estudos, nomeadamente por parte de projectos do LNEC.

Realiza-se neste segundo relatório temático (pertencente à primeira fase do projecto PROWATERMAN) um estudo do estado de arte sobre as áreas temáticas que envolvem a Tarefa 3, de forma a permitir o desenvolvimento de uma base teórica de sustentação para a evolução dos estudos das tarefas coordenadas pelo LNEC.

2 Métodos não-convencionais de gestão e/ou obtenção de recursos hídricos

2.1 Introdução à secção

As alterações climáticas têm modificado a variabilidade do regime hidrológico em todo o Mundo. Se a este facto, se juntar a forte pressão antropogénica nos recursos hídricos verifica-se que existe, cada vez mais, a necessidade de alteração do padrão considerado normal, ou convencional, de gestão e obtenção de recursos hídricos.

A definição de métodos convencionais e métodos não-convencionais de gestão de recursos hídricos ainda não é totalmente universal. Considera-se, no entanto, como método convencional a captação de água superficial ou de água subterrânea por furos ou poço, podendo esta água ser sujeita a tratamento numa usual estação de tratamento de água (ETA).

A presente secção é dedicada à explicação dos principais métodos não-convencionais utilizados, nomeadamente: utilização de água residual tratada, dessalinização de água, recarga artificial de sistemas aquíferos e outros métodos menos utilizados, como a colheita de água da chuva, a colheita de água do gelo ou o transporte de água por meios não convencionais.

2.2 Utilização de águas residuais tratadas

2.2.1 Introdução à temática

A reutilização de água consiste no tratamento da água residual para sua posterior utilização em locais devidamente identificados. A água residual é tratada em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) até atingir a qualidade adequada à sua rejeição no ambiente ou à sua reutilização (cf. Fig. 1). As ETAR e Estações de Tratamento de Água (ETA) podem possuir cinco fases de tratamento: tratamento preliminar, primário, secundário, terciário e afinação. A fase de tratamento necessária para cada água residual tratada depende do destino dessa mesma água.

Segundo Marecos do Monte e Albuquerque (2010), a utilização de águas residuais tratadas, que é sinónimo de “reutilização da água”, consiste “na utilização de águas residuais tratadas para qualquer finalidade que constitua um benefício socioeconómico”. Exemplos de utilização de água residual tratada são a rega de espaços verdes, de campos de golfe, de campos agrícolas ou de zonas florestais ou a utilização da água para lavagem do pavimento urbano.



Fig. 1 – Esquema simplificado sobre a reutilização de água.

Este método tem uma dupla vantagem pois, por um lado, o efluente não é descarregado no meio receptor (rio, mar ou fossa), com um tratamento passível de ser uma fonte de poluição e, por outro

lado, o efluente é tratado de forma a ser utilizado em vários locais que não exigem qualidade ao nível da qualidade de água para consumo humano, i.e. serve como origem de recurso hídrico. As principais desvantagens prendem-se com questões financeiras, visto que o investimento inicial e a exploração na ETAR serem elevados e existir necessidade de transporte da água da ETAR até aos locais de reutilização. Existem, também, alguns entraves sociais, já que a reutilização de água residual ainda não tem a total aceitação social.

Ao longo dos anos, os estudos desenvolvidos mostram que existem muitas preocupações nos vários fins a que se destina a água residual tratada, sendo a maior preocupação as questões de saúde. O Quadro 1 sintetiza os diferentes possíveis destinos de uma água residual tratada que é reutilizada e as preocupações principais inerentes à sua aplicação.

Quadro 1 – Possíveis destinos, preocupações e sistemas afectados pela utilização de água residual tratada

Destino da água residual tratada	Preocupação	Normalmente afecta:
Agricultura	Salinidade	Solo e Plantas
	Saúde	Humanos, Animais
	Toxicidade	Humanos, Animais e Plantas
Uso urbano	Saúde	Humanos, Animais e Plantas
Indústria	Salinidade	Equipamento
	Saúde	Vários devido à emissão de aerossóis
Indústria de lazer	Saúde	Vários devido à emissão de aerossóis e ao contacto – Especialmente grupos de risco
Aumento do caudal natural	Ambiente	Flora e Fauna da região
Recarga artificial de sistemas aquíferos	Qualidade da água para consumo humano; Saúde	Água subterrânea e Solos

Fonte: Salgot (2007)

No Mundo existem vários casos de estudo de utilização da água residual tratada para vários fins, no entanto, segundo Salgot (2007) os países mediterrânicos têm um maior historial e maior quantidade de aplicações, sendo o seu principal fim a agricultura mas com um aumento na reutilização para fins industriais e rega de campos de golfe. Salgot (2007) apresenta um estado da arte sobre a reutilização de água residual tratada em países mediterrânicos, referindo-se que, por exemplo, Israel aplica a água residual tratada com estruturas complexas há vários anos. O Quadro 2, retirado de Salgot (2007), apresenta, para alguns países do mediterrâneo, a quantidade de água (em milhões de metros quadrados por ano) reutilizada, em 2002, e a quantidade planeada para a década actual.

Quadro 2 – Volume de água residual tratada utilizada em países do Mediterrâneo.

Country	Wastewater reuse	
	2002 (1999-2005) MCM/year	Amounts planned to reach during next decade. MCM/year
Malta	4	9
Israel	280	380
Cyprus	25	30
Italy	45	250
Spain	300	1200
Turkey	50	no data found
Albania	negligible	no plans set
France	6-7	no plans set
Greece	> 10	> 15
Portugal	Not clear	> 20
Total	> 700	approx. 2000

Fonte: Salgot (2007)

Dos valores apresentados no Quadro 2 verifica-se que a maioria da água tratada é utilizada em rega, visto que a agricultura consome, em média, cerca de 70% dos recursos hídricos de um país (Asano *et al.*, 2007 in Marecos do Monte e Albuquerque, 2010). Os países do Norte do Mediterrâneo, visto serem maioritariamente Europeus, apresentam uma política comum de tratamento de águas residuais e leis na reutilização dessa água. Tal facto não se verifica nos países do Sul do Mediterrâneo (Salgot, 2007). O mesmo autor refere que têm sido feitas várias tentativas inglórias de estabelecimento de regulamentos comuns nesta matéria para toda a bacia do Mediterrâneo.

Segundo Marecos do Monte e Albuquerque (2010), o desenvolvimento registado em Portugal na tecnologia e estudo da reutilização de água está muito longe do esperado para o país, visto que, segundo os autores, ainda se regista algum receio social em relação a este método não-convencional. A secção 2.2.3 deste relatório é dedicada ao estado de arte desta temática em Portugal.

2.2.2 Reutilização de água para recarga artificial de sistema aquíferos

Um dos fins a que se destina a água residual tratada é a recarga de sistemas aquíferos. Este principal fim pode ter, essencialmente, três objectivos: a) impedir ou atenuar o rebaixamento do nível freático em zonas de escassez ou sujeitas a elevada pressão de extracção, b) combate à intrusão salina (barreiras hídricas) e c) armazenamento de água para posterior utilização. A técnica de recarga de sistemas aquíferos com água residual tratada necessita de um estudo cuidado sobre a sua aplicação visto que, após a recarga, os vários compostos químicos (que se encontram na água residual tratada) podem se manter no sistema aquífero durante tempo indeterminado, impossibilitando o melhoramento químico do sistema aquífero.

De um modo geral, os métodos de recarga artificial de sistemas aquíferos podem ser divididos em dois tipos: 1) superficiais (exemplo de aplicação de recarga artificial superficial com água residual tratada na Tunísia na Fig. 3) e 2) profundos. Estando os métodos profundos divididos em dois tipos conforme o local de aplicação: a) aplicação na zona saturada e b) aplicação na zona vadosa. Um maior desenvolvimento sobre estes métodos é feito na secção 2.4.2. De acordo com a técnica utilizada a água residual que se vai tratar necessita de diferentes fases de tratamento nas ETAR. O Quadro 3 sintetiza a relação entre as técnicas de recarga artificial e as condições necessárias para a sua aplicação com água residual tratada.

Quadro 3 – Tipo de tratamento da água residual e de manutenção quando o seu destino é a recarga artificial de sistema aquíferos

Parâmetro	Recarga directa	Recarga indirecta profunda	Recarga em superfície
Tipo de aquífero	Confinado e livre	Livre	Livre
Local de recarga	Zona saturada	Zona vadosa	Zona vadosa
Tipo de tratamento (ETAR)	Secundário, terciário e de afinação	Secundário	Pelo menos secundário (depende da zona vadosa)
Manutenção	Desinfecção e rebaixamento de nível	Remoção de lamas e de vegetação morta	Limpeza e desinfecção

Segundo Marecos do Monte e Albuquerque (2010), os poluentes mais importantes, presentes em efluentes residuais, e que precisam de ter a concentração diminuída para a aplicação desta técnica com a utilização de água residual tratada são: os microrganismos patogénicos, alguns compostos orgânicos (como produtos farmacêuticos e de higiene pessoal e alguns compostos persistentes), metais pesados (sendo necessário proceder a tratamentos mais elevados antes da aplicação na recarga artificial) e sais. As águas residuais tratadas têm de apresentar uma qualidade tal que não poluam, nem contaminem, as águas subterrâneas, não reduzam a capacidade de infiltração do solo, nem solubilizem excessivamente o solo. Nas bacias de infiltração deverá ser impedida o desenvolvimento de microalgas (que são potenciadas pela exposição solar e presença de nutrientes) visto que estas colmatam os interstícios do solo e diminuem a taxa de infiltração de um sistema aquífero. Nos métodos de recarga indirecta deverão ser utilizados ciclos húmidos e secos, de forma a remover as formas de azoto (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Seja qual for o tipo de recarga artificial aplicado, a localização da recarga deverá estar afastada dos pontos de captação da água subterrâneas por duas razões essenciais: 1) uma questão social, visto que poderá haver alguma rejeição por parte da população na utilização daquela água e 2) é necessário garantir uma mistura entre o efluente tratado e a água nativa do sistema aquífero. Segundo Dillon *et al.* (2009) existe uma zona, denominada de zona de atenuação (*cf.* Fig. 2), que indica qual a distância segura para a captação de água em sistemas aquífero que foram recarregados artificialmente com água residual tratada. A distância desta zona é calculada em função da concentração de poluentes na água subterrânea.

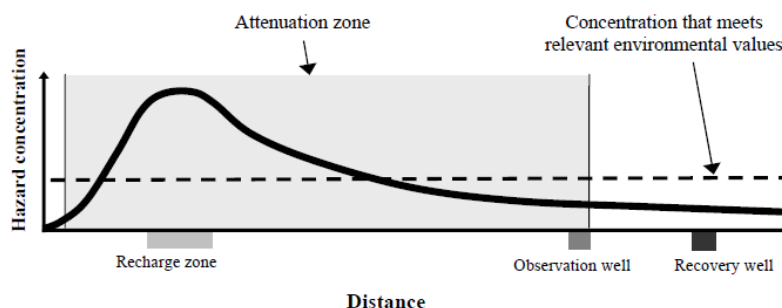


Fig. 2 – Gráfico que relaciona a distância entre o local de recarga artificial e o local de captação com a concentração de poluentes. De destacar a zona de atenuação.

Fonte: Dillon *et al.* (2009)

Devido às preocupações acrescidas que a aplicação de recarga artificial com água residual

tratada abrangem foram criados em 1992, 2003 e 2004 três relatórios/livros que relacionam a recarga artificial, a água residual tratada e a saúde. Outros relatórios, ou livros, sobre esta temática foram publicados, no entanto, estes três apresentam uma maior abrangência mundial.

O primeiro relatório foi desenvolvido para a *Food and Agriculture Organization* (FAO) das Nações Unidas, em 1992, com o título de “Wastewater treatment and use in agriculture” e editado pelo Professor M.B. Pescod (Pescod, 1992). Este relatório é um primeiro guia integrado para o uso da água residual tratada na irrigação e aquacultura.



Fig. 3 – Imagens das bacias de infiltração da estação de Korba na Tunísia.

Mais tarde, em 2003, foi desenvolvido para a Organização Mundial de Saúde (WHO – *World Health Organization*) o relatório “Health risks in aquifer recharge using reclaimed water – State of the art report” (WHO, 2003), com o intuito de contribuir para o melhoramento da gestão da água subterrânea, introduzindo abordagens de precaução e guias para a correcta implementação da recarga artificial de sistemas aquíferos com água residual tratada.

O relatório desenvolvido, em 2004, pela Associação Internacional de Ciências em Hidrologia (IAHS – *International Association of Hydrological Sciences*), denomina-se “Wastewater re-use and groundwater quality” (IAHS, 2004) e compila diferentes trabalhos mundiais sobre a temática, tendo sido apresentados num simpósio durante o IUGG 2003 (*International Union of Geophysics and Geodesy* de 2003).

Baseados nos trabalhos apresentados nos relatórios da FAO, do WHO e da IAHS e na longa experiência nacional de gestão de recarga artificial de sistemas aquíferos as autoridades australianas (*Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, and the National Health and Medical Research Council*) desenvolveram um guia detalhado para a aplicação de água residual tratada em recarga artificial de recursos hídricos. O guia foi desenvolvido em 2009 e denomina-se “Australian Guidelines For Water Recycling: Managing Health And Environmental Risks (Phase 2): Managed Aquifer Recharge” (Dillon *et al.*, 2009).

Em 2004, a *European Federation of National Associations of Water and Wastewater Services* (EUREAU) desenvolveu para a Agência Europeia do Ambiente um pequeno documento com o título “Porquê a reutilização de água é tão importante para a União Europeia? – Forças Motrizes, Benefícios e Tendências” (Angelakis, 2004), onde se sintetiza, em sete páginas, a importância e actuais tendências europeias e mundiais na aplicação de água residual tratada. Este documento foi desenvolvido de acordo com duas directivas europeias, a Directiva Quadro da Água (DQA - Directiva 2000/60/CE) e a Directiva de Águas Residuais Urbanas (Directiva 91/271/CEE).

De forma a permitir um melhor entendimento da aplicação da água residual tratada para vários fins, diversos projectos foram financiados pela União Europeia (UE). Um dos que melhor sucesso

obteve foi o projecto RECLAIMWATER – “Water reclamation technologies for safe artificial groundwater recharge”, financiado pelo 6º Programa-Quadro da UE. O principal objectivo estratégico deste projecto visava o estudo de tecnologias de mitigação do risco na reutilização de água residual tratada, criando guias seguros e economicamente viáveis para a recarga artificial de sistemas aquíferos. Este projecto contou com um conjunto de casos de estudo (três casos europeus e os restantes de vários outros países, *cf.* Quadro 4) que permitiram a comparação qualitativa e quantitativa entre as diferentes tecnologias de tratamento de água residual e entre as diferentes tecnologias de aplicação de recarga artificial.

A recarga artificial de sistemas aquíferos com água residual pode, igualmente, servir de tratamento complementar ao tratamento da água por meio de limpeza pelo solo, técnica denominada de *Soil Aquifer Treatment* (SAT). Este método consiste num processo de infiltração rápida através do solo da água residual, tratada com o tratamento preliminar, em bacias de infiltração onde se aplica uma carga hidráulica elevada (para favorecer a velocidade de infiltração), levando a um tratamento natural da água residual devido a vários mecanismos naturais. Este tratamento permite, entre outros, reduzir o teor de sólidos suspensos na água, a precipitação do fósforo e a remoção de microrganismos. A recuperação da água tratada por SAT é feita, posteriormente, através de um sistema de drenagem ou por meio de furos de captação. A vantagem deste processo é que a maioria destes processos depurativos ocorre nos primeiros centímetros do solo. A eficiência deste processo depende, essencialmente, das características (*eg.* permeabilidade) do solo.

É importante referir que pode existir recarga artificial de água residual de uma forma não planeada nos sistemas de infiltração a jusante das fossas sépticas.

Quadro 4 – Casos de estudo do projecto internacional RECLAIMWATER.

Localização e capacidade	Descrição do esquema
Adelaide Salisbury, Austrália do Sul Capacidade: 1100 m ³ /dia	Água de escorrência urbana tratada em zonas húmidas e injectada num aquífero de água salobra. Água é recuperada através de furos de recuperação. Seis sistemas de furos em operação. Sem clorinação. Intenção de utilização da água recuperada para abastecimento público. Enquanto não se demonstra a sua aplicabilidade para este uso será utilizada para irrigação.
Atlantis (Cape Town) África do Sul Capacidade: 15000 m ³ /dia Infiltração actual: 2,7 milhões m ³ /ano	Água de escorrência urbana, proveniente essencialmente de zonas residenciais, colectada via um conjunto de bacias de detenção, é misturada com águas residuais domésticas, sujeitas a um tratamento secundário e depois recarregada a montante de um sistema de furos de extracção. Objectivo é o aumento da capacidade de abastecimento. A mistura resultante de água subterrânea com água de recarga é extraída num campo de furos e utilizada como água potável, para abastecimento à cidade de Atlantis.
Gaobeidian Beijing, China Capacidade: 650 m ³ /dia	Efluentes com tratamento terciário são utilizados para a recarga de aquíferos. Inicialmente é feita a sua passagem através de um filtro de areia, com capacidade superior a 500 m ³ /dia. Depois é feita a extracção desta água e a sua injeção através de furos de infiltração. Adicionalmente, a recarga pode efectuar-se através de uma bacia de espalhamento, com capacidade para 100-150 m ³ /dia.
Mezquital Valley México Capacidade: 2,2 milhões m ³ /dia Infiltração actual: 630 milhões m ³ /ano	Águas residuais misturadas com águas de escorrência e águas pluviais são descarregadas numa zona de irrigação, com uma área superior a 76 000 ha. Cerca de 40 % da água é infiltrada no aquífero. A sua recuperação é feita via furos e nascentes (em operação estão 206 sistemas de furos, 31 nascentes e 63 poços). A água recuperada apenas é sujeita a clorinação e depois distribuída para abastecimento humano e industrial, para irrigação e outros usos.
Nardò Região de Salento, Bari, Itália Capacidade: 12 000 m ³ /dia	Efluentes municipais com tratamento secundário são transportados via um canal aberto para injeção no aquífero através de um <i>sinkhole</i> . A recarga do aquífero funciona como barreira à intrusão salina. A origem de água é também utilizada como água para abastecimento.
Sabadell 30 km de Barcelona, Espanha Capacidade: 25 000 m ³ /dia	Águas residuais com tratamento secundário são descarregadas no leito de um rio onde se infiltram. A recuperação da água é realizada via uma mina localizada sob o rio; depois é sujeita a desinfecção (UV) e distribuída para irrigação em parques recreativos.
Shafdan Negev, Israel	Águas residuais com tratamento secundário provenientes da região de Tel-Aviv são recarregadas num aquífero através de um sistema de " <i>soil aquifer treatment</i> ", com um tempo de retenção de 6-12 meses. Posteriormente a água é extraída e utilizada para irrigação agrícola (cerca de 216 milhões m ³ /ano)
Torrele (Wulpen) Bélgica Capacidade: 8640 m ³ /dia Infiltração actual: 2,5 milhões de m ³ /ano	Efluentes municipais com tratamento terciário são descarregados numa bacia de infiltração (área 18 000 m ²), com uma taxa média de infiltração de 285 m ³ /hora, através de dunas numa zona costeira, com o objectivo de prevenção da intrusão salina e de recarga de um aquífero utilizado para a produção de água para abastecimento. As águas reutilizadas são recapturadas, após um tempo de residência mínimo no aquífero, de 40 dias e seguidamente sujeitas a um tratamento de aeração e filtração com areia.

Fonte: Diamantino (2009)

2.2.3 Reutilização de água residual tratada em Portugal – Enfoque para o Algarve e Alentejo

Também em Portugal se desenvolveu um guia técnico de reutilização de água residual, promovido pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), com o intuito de apresentar uma informação completa sobre a forma de reutilizar águas residuais domésticas e industriais tratadas, com implicações económicas, sociais e ambientais. Desenvolvido por Maria Helena Marecos do Monte e por António Albuquerque, foi publicado em Janeiro de 2010 e denomina-se “Reutilização de Águas Residuais” (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010). No entanto, a temática da reutilização de água residual tratada tem sido considerada anos antes da publicação desse guia técnico, especialmente nas zonas de estudo do projecto PROWATERMAN, o Algarve e o Alentejo.

O grande ponto de partida para o estudo deste tema em Portugal foi a tese de Doutoramento da Dra. Maria Helena Ferreira Marecos do Monte (Marecos do Monte, 1994 *in* Martins *et al.*, 2008). Esta dissertação permitiu verificar, em casos portugueses, que as águas residuais podem ser tratadas a um nível de qualidade tal que existe a possibilidade da sua reutilização na rega, de forma a ser uma medida ambientalmente recomendável e competitiva ao nível técnico-económico (Marecos do Monte, 1994 *in* Martins *et al.*, 2008). Após este trabalho, diferentes outros estudos surgiram em Portugal de forma a avaliar a possibilidade de aplicação de água residual tratada na rega no Algarve, especialmente na rega dos muitos campos de golfe existentes na região (Beltrão *et al.*, 1995 e Marecos do Monte, 2001, Gamito e Arsénio, 1998, Gamito e Arsénio, 1998, Ramalho *et al.* 2007, Martins *et al.*, 2008).

Martins *et al.* (2008) referem que, com os vários estudos realizados, existe actualmente a possibilidade de utilização dos próprios nutrientes presentes nas águas residuais em produtos alternativos a fertilizantes químicos. Estes autores referem igualmente que o actual Programa Nacional de Uso Eficiente da Água indica a necessidade de aplicação em espaços verdes recreativos (jardins, campos de golfe, campos desportivos, etc.) de água residual tratada.

O Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais II (PEAASAR II, 2007-2013) refere que, apesar do esforço a nível nacional de tornar a reutilização de água algo de grande importância, a utilização de água residual para usos exteriores às ETAR não é, na maioria dos casos, técnica e economicamente viável e existe um potencial de utilização muito diferente entre o Norte e o Sul do país. Devido às maiores disponibilidades hídricas e elevado relevo (impossibilitando a construção de grandes estações), o Norte português não tem utilizado muito este método. Já o Sul do país, especialmente o Algarve e o Alentejo, apresentam um elevado potencial para a reutilização de efluentes em usos compatíveis, onde esta técnica tem assumido alguma importância, principalmente na rega dos vários campos de golfe.

Em 2003, a empresa Águas do Algarve, S.A. (AdA), responsável pela exploração dos Sistemas Multimunicipais de Abastecimento de Água e de Saneamento do Algarve, assinou um protocolo que permitiu o início da utilização da água residual tratada da ETAR de Vilamoura nos campos de golfe de São Lourenço e da Quinta do Lago. Com este protocolo deu-se início à primeira fase do Plano de Reutilização da Água da AdA, no Algarve.

Em Agosto de 2009 foi concluída a estação de Vila Real de Santo António e de Castro Marim, numa parceria entre a AdA e as duas câmaras municipais visadas, que está tecnologicamente equipada e incluída no Plano de Reutilização de Água, no Algarve. Várias outras ETAR (Vale de Faro, Almargem - Tavira, etc.) foram sendo criadas ou, nas já existentes, foi melhorada a tecnologia, de forma a poder fornecer água residual tratada para diferentes fins (rega, lavagem de ruas, etc.) resultando, dessa forma, em 10 ETAR pertencentes ao Plano de Reutilização da AdA, produzindo um

volume de água tratada de 16 hm³/ano (Cruz, 2010). Existem, igualmente, quatro outras estações privadas que reutilizam a sua água.

A apresentação de Cruz (2010), da Administração da Região Hidrográfica do Algarve I.P. (ARH – Algarve), indica a previsão da aplicação futura da água para manutenção de zonas húmidas. Nesta apresentação é, igualmente, referido que existem 34 campos de golfe existentes no Algarve (mais quatro campos previstos) em que oito são regados com água residual tratada.

A Fig. 4 representa o Algarve (dividido em concelhos), os mais de 30 campos de golfe existentes na região e as Estações de Tratamento de Águas Residuais da região. Na Fig. 4 encontram-se divididas as ETAR que têm tratamento mais avançado que o secundário das ETAR que têm tratamento secundário ou inferior, encontram-se igualmente divididas as estações que pertencem ao Plano de Reutilização da AdA das outras ETAR que, reutilizando a sua água, não pertencem ao Plano de Reutilização.

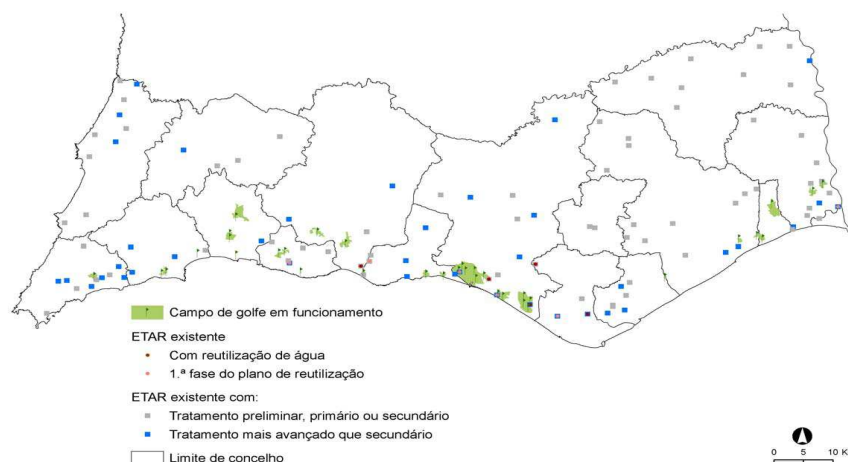


Fig. 4 – Localização dos actuais campos de golfe em funcionamento e estações de tratamento de águas residuais no Algarve. Divisão das ETAR pelo tipo de tratamento disponível. Destaque para as ETAR que pertencem ao Plano de Reutilização da AdA.

Fonte: Cruz (2010)

Segundo o Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do Algarve da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDR-Alg) (<http://web.ccdr-alg.pt/sids/indweb/index.asp?idp=3>) verifica-se que, em 2006, o concelho de Silves foi o que utilizou mais água residual tratada com 360 mil m³, seguido do concelho de Loulé com 150 mil m³ de água tratada. Verifica-se, ainda, que o concelho de Silves mais que duplicou o volume de água reutilizada em três anos (passou de 160 mil para 360 mil, de 2003 para 2006).

A Fig. 5 e a Fig. 6 representam os gráficos relacionados com a reutilização de água nos vários concelhos do distrito de Faro.

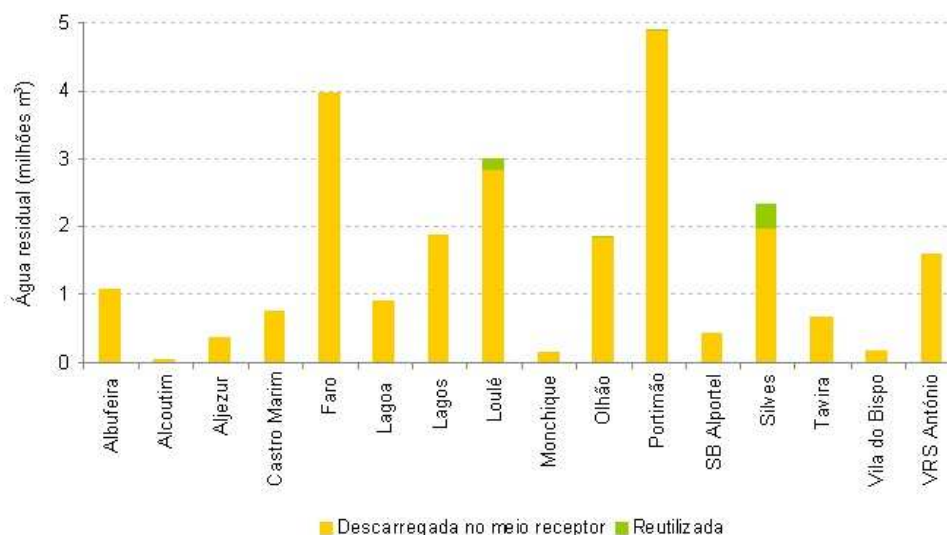


Fig. 5 – Volume de água residual produzida por concelho (Algarve) em 2006. Divisão conforme o destino final da água tratada.

Fonte: Sítio da CCDR-Alg

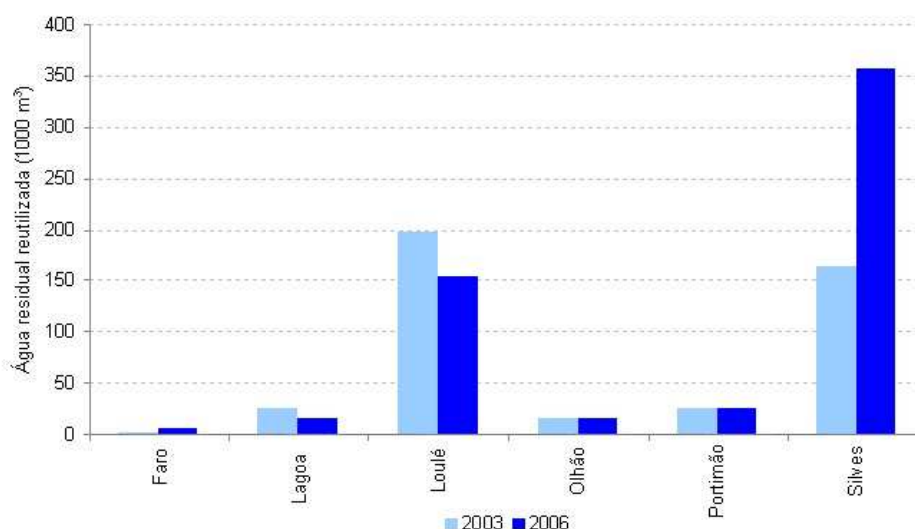


Fig. 6 – Volume de água residual tratada que é reutilizada em alguns concelhos algarvios. Divisão em dois anos, 2003 e 2006.

Fonte: Sítio da CCDR-Alg

De destacar, igualmente, dos dois gráficos acima referidos, que os dois concelhos com maior produção de água residual, i.e. Portimão e Faro, eram, em 2006, concelhos que reutilizavam baixos volumes de água. Actualmente, este panorama encontra-se diferente devido ao Plano de Reutilização promovido pela AdA, e que já foi referido anteriormente, no entanto, não se encontraram informações sobre a distribuição ao nível dos concelhos em 2010.

O Alentejo, apesar de ser uma das regiões portuguesas que mais se debate com problemas de escassez de água e que apresenta um maior potencial para a utilização de água residual tratada, parece apresentar um baixo volume de utilização da água residual tratada. De facto, o Plano Regional de Ordenamento do Território do Alentejo (PROT- Alentejo, 2010) refere que há a necessidade de se considerar “a reutilização das águas residuais tratadas para usos secundários (ex: rega)”, levando a

crer que este é, ainda, um tema pouco abordado na região. A informação sobre estações no Alentejo que reutilizem a água tratada é muito escassa, com raras exceções, como a da ETAR de Reguengos de Monsaraz que foi inaugurada em 2009 de forma a tratar os efluentes urbanos da população de Reguengos de Monsaraz e que está equipada com tecnologia que permite a reutilização da água tratada em rega.

2.3 Dessalinização da água do mar e águas salobras

2.3.1 Introdução à temática

A dessalinização é um método não-convencional de obtenção de recursos hídricos definido como, qualquer processo que permita a distribuição de água a um utilizador com uma concentração de Totais de Sólidos Dissolvidos (TSD, normalmente sais dissolvidos) adequada à sua utilização partindo de águas com valores de concentração muito superiores, como, por exemplo, a água do mar que apresenta, aproximadamente, 35 000 ppm de TSD. Ou seja, a dessalinização é uma técnica que permite reduzir a quantidade em demasia de sólidos dissolvidos numa água, obtendo-se uma água que pode ser utilizada para diversos objectivos. A dessalinização pode ser aplicada à água salobra ou à água do mar, sendo que a água do mar apresenta custos mais elevados. Existem, ainda, algumas Estações de Tratamento de Águas Residuais que utilizam esta técnica para limpeza dos efluentes.

De um modo geral, os processos de dessalinização podem ser divididos em dois grandes grupos: 1) processos de alteração de fase/térmico e 2) processos de separação por membranas. O Quadro 5 agrupa os principais processos de dessalinização existentes.

Quadro 5 – Principais processos de dessalinização de água

Alteração de fase/térmico	Separação por membranas
Destilação por etapas múltiplas	Osmose Inversa
Destilação com efeito múltiplo	Nanofiltração
Destilação por compressão de vapor	Electrodiálise

A principal vantagem desta técnica é o facto de poder fornecer água em boas condições em locais em que a escassez de água doce é elevada (eg. zona áridas e semi-áridas) ou em locais em que a procura por água doce é superior à sua disponibilidade (eg. locais turísticos). Um grande entrave à aplicação da dessalinização é o seu elevado consumo de energia e, logo, o seu custo. Dolnicar e Schafer (2007) registaram que vários autores consideram que os actuais processos de dessalinização consomem entre 35 % e 50 % do custo total em energia. Ambrósio e Ambrósio de Sousa (2008) registaram que, actualmente na Europa, o custo de dessalinização por osmose inversa (a técnica mais utilizada actualmente e a custos inferiores) é cerca de 0,45 Euros/m³ (valor que representa apenas o custo na estação de dessalinização e excluí o transporte da água).

Segundo Buros (2000), o primeiro grande passo para o início da dessalinização foi dado durante a segunda grande guerra mundial, devido à escassez de água necessária para as tropas em certas zonas muito áridas. No entanto, apenas após a guerra é que o potencial desta técnica começou a aumentar e a ser espalhado por todo o Mundo. Marks *et al.* (2004) referem que, em 1953, existiam espalhadas pelo Mundo cerca de 225 centrais de dessalinização e que os maiores avanços desta

técnica foram dados durante a década de 1960s. Durante as décadas de 1980s e 1990s, a tecnologia de dessalinização já fazia parte do comércio mundial e passou a ser comumente aceita pelos municípios (Buros, 2000). Em 2002, já existiam mais de 15 mil estações de dessalinização, operando em 125 países e com a capacidade para a produção de 100 m³/dia, ou superior (Wangnick, 2002 *in* Marks *et al.*, 2004). Em 2005, a capacidade total mundial de dessalinização era de mais de 30 milhões de metros cúbicos por dia (Fritzmann *et al.*, 2007). Actualmente, a grande percentagem da capacidade de dessalinização encontra-se instalada no Médio Oriente (Fritzmann *et al.*, 2007) (*cf.* Fig. 7) e a osmose inversa é o processo mais desenvolvido e com maior cota no mercado, apesar dos processos térmicos serem mais utilizados no Médio Oriente devido ao baixo valor dos combustíveis fósseis.

Uma das associações que mais apoio tem dado à divulgação e desenvolvimento desta técnica foi a *International Desalination Association* (IDA), situada nos E.U.A. (<http://www.idadesal.org/>). Esta associação desenvolveu, entre outros relatórios, um guia para a boa aplicação da dessalinização denominado “An Engineer’s Guide to Desalination”, de Joachim Gebel and Suleyman Yuce, em 2008 e o “The ABCs of Desalting”, de O.K. Buros, 2000, que corresponde a um relatório simples de 32 páginas onde se explica, de um modo geral, as tecnologias de dessalinização (disponível em <https://www.idadesal.org/pdf/ABCs1.pdf>).

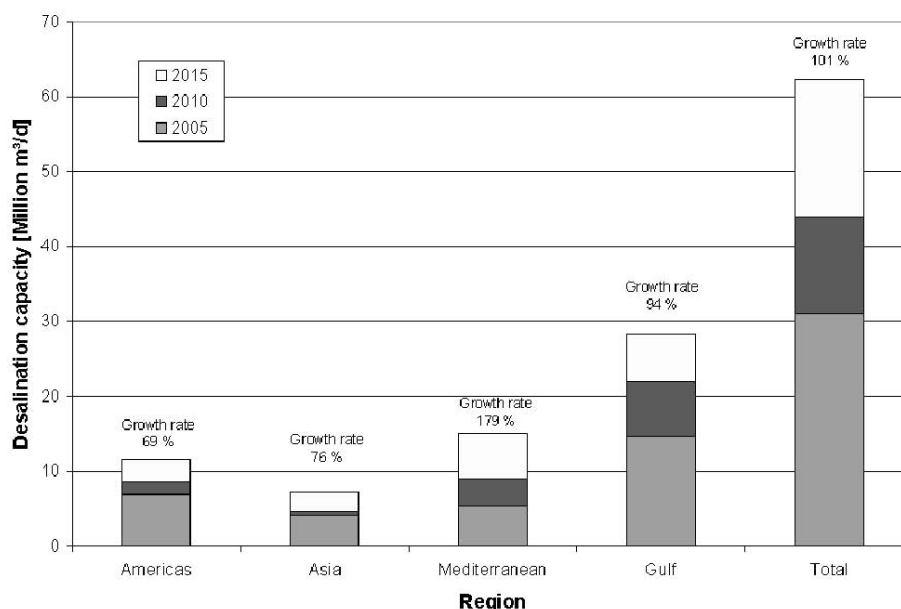


Fig. 7 – Capacidade de dessalinização por regiões no Mundo. Divisão por anos, 2005, 2010 e 2015.

Fonte: Fritzmann *et al.* (2007)

Da Fig. 7, apresentada em cima, é possível se retirar a conclusão de que a zona do Médio Oriente continuará a ser, em 2015, a região com maior capacidade de dessalinização mas a zona do Mediterrâneo vai aumentar muito a sua produção.

Na Europa a dessalinização é, maioritariamente, aplicada nos países mediterrânicos com especial ênfase para a Espanha e Itália, onde o problema da elevada escassez hídrica em várias regiões é agravado com a enorme procura de água pelo turismo e agricultura. A Fig. 8 representa a capacidade de produção (em 2005), em metros cúbicos por dia, de vários países europeus (Fritzmann *et al.*, 2007).

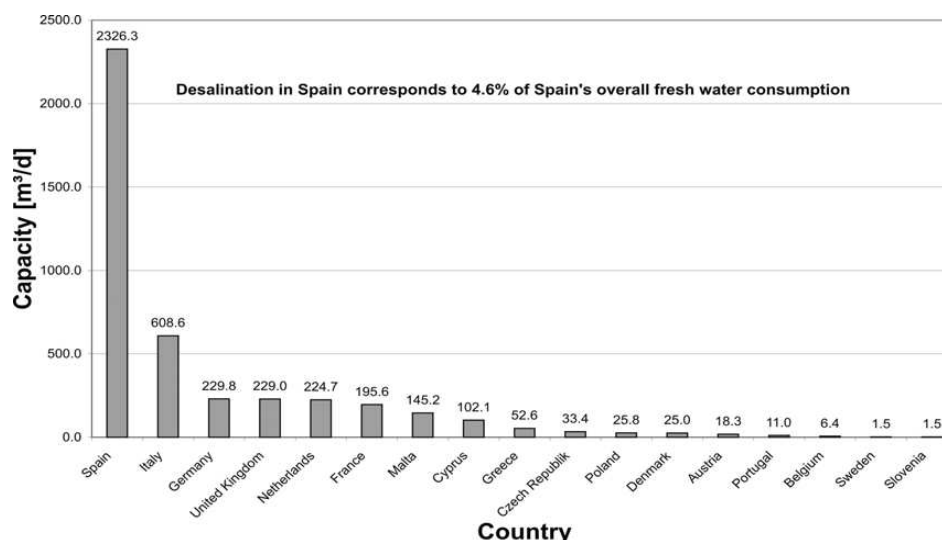


Fig. 8 – Capacidade de dessalinização por país europeu (2005).

Fonte: Fritzmann *et al.* (2007)

Fritzmann *et al.* (2007) referem que a Espanha é o país europeu com maior quantidade de estações de dessalinização instaladas e que a tendência é que a sua capacidade de produção aumente. Em 2004, o governo espanhol passou a considerar a paragem do plano de transvase de água do Rio Ebro, construindo, em alternativa, 21 novas instalações de dessalinização na Comunidade Valenciana e na Andaluzia, com uma produção de $620 \times 106 \text{ m}^3/\text{ano}$ (Ambrósio e Ambrósio de Sousa, 2008).

Segundo Ambrósio e Ambrósio de Sousa (2008) está previsto que, em 2020, a dessalinização será financeiramente mais competitiva que os actuais tratamentos convencionais de água doce. Por essas razões é que Londres passou a contar, desde 2007, com estações de dessalinização utilizando água do estuário do rio Tamisa, produzindo $150\,000 \text{ m}^3/\text{dia}$ de água doce (Ambrósio e Ambrósio de Sousa, 2008).

2.3.2 Dessalinização em Portugal – Enfoque para o Algarve

Em Portugal, a tecnologia de dessalinização ainda é muito controversa, com vários peritos, investigadores e cientistas a defender opiniões opostas.

Apesar da pouca quantidade de estações de dessalinização, Portugal foi pioneira neste processo com a utilização de osmose inversa na estação de Porto Santo (Madeira). Quando a central foi construída, em 1979, apenas existiam no Mundo mais duas estações com essa técnica. Esta estação apresenta uma capacidade de $6000 \text{ m}^3/\text{dia}$ (Prazeres, 2007), abastece toda a ilha e é propriedade do Governo Regional da Madeira. Quando a central foi inicialmente construída possuía uma capacidade de produção de $500 \text{ m}^3/\text{dia}$, tendo sido, posteriormente, aumentada e reformulada em 1990, 1996, 1999 e 2004 (Prazeres, 2007). De um modo simples, a central funciona do seguinte modo: A água salina é captada em furos na praia (de forma a favorecer a limpeza natural da água pela areia) sendo aplicada, de seguida, uma micro-filtração para se eliminar as areias finas. Após o pré-tratamento a água é bombada em grupos electrobomba sob elevada pressão dividindo a água em dois “tipos”. Parte dessa água segue para as membranas de osmose inversa (*cf.* Fig. 9) obtendo-se a água doce e a outra parte (denominado caudal de rejeição) segue para uma turbina *Pelton* de forma a recuperar parte da energia.



Fig. 9 – Membranas de Osmose Inversa da estação de Porto Santo.

Fonte: Blog www.tesouroadescobrir.blogspot.com

Entre a data de construção da estação de Porto Santo e a actual data, pouco desenvolvimento tem sido feito em Portugal nesta área. Entre 1983 e 1990, o Laboratório Nacional de Engenharia Civil fez algumas experiências com a técnica de osmose inversa, visando a sua viabilidade no abastecimento de ilhas. O Laboratório Regional de Engenharia Civil da Madeira (LREC - Madeira) desenvolveu, em 1986, um estudo sobre a possibilidade de dessalinização solar, i.e. obtenção de água doce através da destilação com energia solar. O projecto do LREC proporcionou o desenvolvimento da tese de Doutoramento do Dr. José Carlos Magro Esteves, no ano de 2007, sobre o aproveitamento de fontes alternativas de energia para a obtenção de vários recursos na Madeira (Esteves, 2007). Em 2004, o Engenheiro Nuno Pereira desenvolveu a sua tese de mestrado na “Optimização da configuração de módulos enrolados em espiral em unidades de dessalinização de água do mar por osmose inversa”. Em 2007, a tese da Engenheira Mariana Carvalho Prazeres avaliou qual a viabilidade técnica e económica da dessalinização como fonte de água, utilizando o exemplo da estação de Porto Santo (Prazeres, 2007). No ano a seguir foi apresentado no 9º Congresso da Água da APRH um artigo intitulado “A Dessalinização Como Complemento Do Abastecimento Público De Água No Algarve”, que sintetiza o estudo integrado desenvolvido para as Águas do Algarve e concluído em 2005.

Após a estação original no arquipélago da Madeira, apenas em 2007 foi construída uma nova estação de dessalinização em Portugal, neste caso, no Algarve. A estação, um investimento privado, foi desenvolvida no concelho de Portimão, de forma a fornecer água para quatro hotéis do grupo turístico Pestana. Na altura da sua inauguração, o administrador do grupo Pestana referiu que estava previsto que a estação pudesse ser expandida, fornecendo mais três unidades hoteleiras de quatro estrelas. A central tem uma capacidade de produção de 40 m³/min e fornece água para rega de jardins, limpezas, lavandarias e enchimento de piscinas.

2.4 Recarga artificial de sistemas aquíferos

2.4.1 Introdução à temática

A recarga artificial de sistemas aquíferos é, por definição, a introdução artificial, e intencional, de água num sistema aquífero. Este processo pode ter o propósito de aumentar a quantidade de água disponível num sistema aquífero e/ou melhorar a qualidade da água subterrânea, contribuindo para uma boa gestão de recursos hídricos.

Vários autores apresentam divisões diferentes para os métodos de recarga artificial, no entanto, é possível agrupá-los em: 1) directos em profundidade, se a recarga for feita directamente na zona saturada do aquífero, 2) indirectos em profundidade, se se inserir água na zona não saturada através de furos ou poços, necessitando infiltração profunda da água e 3) indirectos à superfície, se se aplicar a água à superfície e esta infiltrar até ao sistema aquífero. Com a recarga directa maior volume de água é recarregado em menos tempo (i.e. maior taxa de recarga), no entanto, a recarga artificial indirecta permite a filtração natural da água pela zona não saturada antes da entrada no sistema aquífero.

O processo de recarga artificial poderá servir como técnica para o armazenamento de água de forma subterrânea sendo, posteriormente, captada do sistema aquífero. Com este procedimento é possível desenvolver uma gestão integrada de recursos hídricos, visto que existe uma interacção entre recursos hídricos superficiais (origem da água para recarga) com os recursos hídricos subterrâneos. Uma das técnicas mais utilizadas é a *Aquifer Storage and Recovery (ASR)*, que envolve a recarga artificial em profundidade (por furos) com a posterior captação da água do mesmo furo que foi utilizado para recarga.

Brown e Signor (1974) referem que a recarga artificial foi, inicialmente, estudada em 1959 com o trabalho de C. V. Todd intitulado “*Annotated bibliography on artificial recharge of ground water through 1954*”. No entanto, apenas a partir de 1967, com o simpósio internacional sobre a temática, que se desenvolveu em Haifa – Israel, é que esta técnica obteve avanços científicos consideráveis.

A nível internacional muitos trabalhos têm sido desenvolvidos sobre a recarga artificial e vários congressos e simpósios têm sido promovidos. No entanto, as regiões áridas e semi-áridas, devido aos graves problemas de escassez hídrica, têm sido as regiões que mais trabalhos têm desenvolvido. Estas regiões incluem, entre outras, a Austrália, o Oeste dos E.U.A., os países do Mediterrâneo e o Médio Oriente. Os projectos mais conhecidos são os estudos realizados na Califórnia (E.U.A.) e em Adelaide na Austrália.

Segundo o mapeamento preliminar da ferramenta *Global Groundwater Information System* (2004), criada pela *International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC)*, existem estudos de recarga artificial em 50 países, lista esta liderada pelos E.U.A, Austrália, Índia e Holanda. A Fig. 10 representa o mapeamento, do IGRAC, dos casos de recarga artificial no Mundo. Este mapeamento é dividido conforme o número de casos por país.

Diaz *et al.* (2000) referem que, percentualmente, o volume de água artificialmente recarregada é de 85 % pelos Estados Unidos da América, 13 % pela União Europeia e 2% pelo resto do Mundo.

Uma importante referência para uma melhor aplicação de recarga artificial em países áridos e semi-áridos é o trabalho Galle e Dillon (2005), desenvolvido pela Comissão da *International Association of Hydrogeology* para a recarga artificial (IAH-MAR). Este trabalho denomina-se “*Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas*” e foi publicado em 2005, com o apoio do programa Internacional para a Hidrologia da UNESCO e o Departamento Britânico para o Desenvolvimento Internacional. O objectivo do documento foi sintetizar, em 30 páginas, várias experiências de recarga artificial como ferramenta de gestão, de forma a providenciar guias orientadoras e exemplos de boas práticas no Mundo. Os autores deste trabalho são, actualmente, o Presidente – Peter Dillon e o Vice-Presidente – Ian Gale do IAH-MAR. São, igualmente, autores e co-autores de muitos trabalhos sobre recarga artificial de sistemas aquíferos.

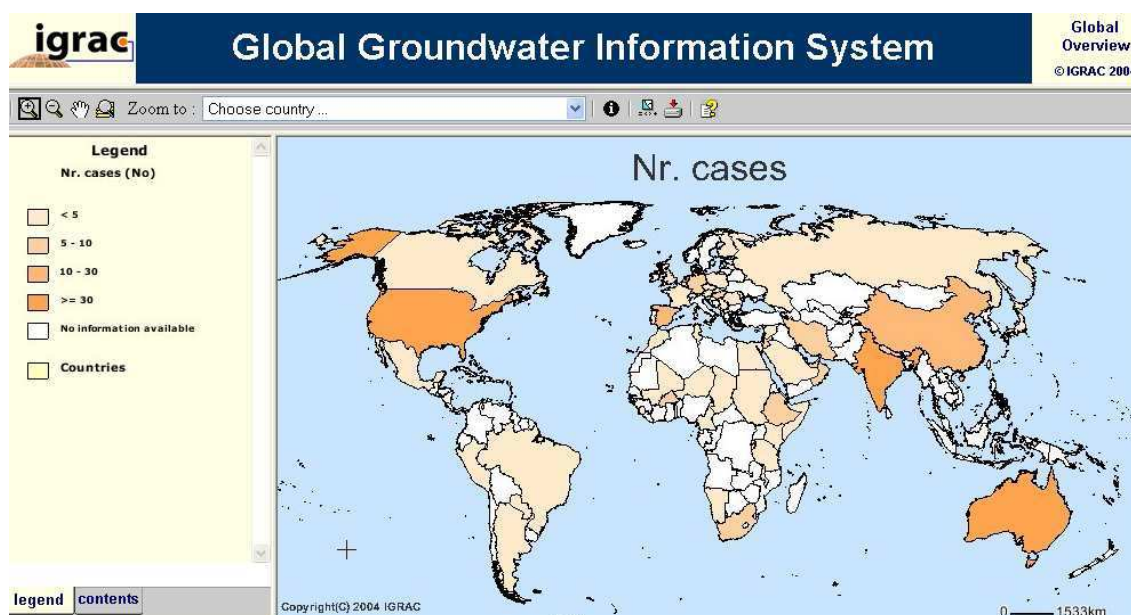


Fig. 10 – Mapeamento preliminar do número de casos de recarga artificial no mundo – Global Groundwater Information System

Fonte: IGRAC (2004)

O primeiro país europeu a utilizar recarga artificial para a gestão de água foi a Finlândia, onde existem, actualmente, mais de 30 estações de recarga artificial (Diaz *et al.*, 2000).

Na Europa, a técnica mais utilizada é a recarga induzida (explicações sobre a técnica na secção 2.4.2) e, percentualmente, o abastecimento para consumo doméstico corresponde a valores elevados nos países: 80 % na Suíça, 50% na França, 48% na Finlândia, 40% na Hungria e 16 % na Alemanha (Diamantino, 2009). Os projectos financiados pela União Europeia sobre esta temática têm sido muitos, mas os principais e mais recentes foram: a) RECLAIMWATER, b) GABARDINE e c) AQUASTRESS. O Quadro 6 resume algumas das principais características destes projectos financiados pelo 6º Programa Quadro da União Europeia (2005 - 2008).

Quadro 6 – Quadro resumo dos três projectos europeus que envolveram recarga artificial de sistemas aquíferos

Projecto	Sigla	Principais países envolvidos	Link
Mitigation of water stress through new approaches to integrating management, technical, economic and institutional instruments	AQUASTRESS	Itália; Reino Unido; Holanda; Grécia; Alemanha; França; Espanha; Hungria; Portugal; Dinamarca; Bélgica; Polónia; Bulgária; Chipre; Tunísia; Marrocos	http://www.aquastress.net/
Groundwater Artificial Recharge based on Alternative Sources of Water: Advanced Integrated Technologies and Management	GABARDINE	Alemanha; Portugal; Grécia; Israel; Espanha; Inglaterra; Bélgica; Palestina	http://www.gabardine-fp6.org/
Water Reclamation Technologies for Safe Artificial Groundwater Recharge	RECLAIMWATER	Alemanha; Austrália; África do Sul; China; México; Itália; Espanha; Israel; Bélgica	http://www.reclaim-water.org

Visto que o projecto GABARDINE contou com o LNEC como parceiro, irá ser feita uma descrição mais detalhada da componente portuguesa do projecto na secção 2.4.3.

Outros projectos de gestão integrada foram, igualmente, desenvolvidos na União Europeia e que consideraram a recarga artificial de sistemas aquíferos como uma ferramenta para uma boa gestão de recursos hídricos. Um projecto foi o ASEMWATERNET, que correspondeu a um plataforma de cooperação científica e tecnológica com múltiplos parceiros europeus e asiáticos. A secção 2.4.3. tem, igualmente, uma síntese da participação do LNEC neste projecto.

Um dos aspectos mais preocupantes em termos de escassez de estudos integrados sobre recarga artificial é a identificação dos melhores locais para aplicação de recarga artificial (Chenini e Ben Mammou, 2010 e Chowdhury *et al.*, 2010).

2.4.2 Técnicas de recarga artificial

2.4.2.1 Introdução

Esta secção pretende explicar, de forma resumida, algumas das técnicas de recarga artificial de sistemas aquíferos mais utilizadas no Mundo. Como referido anteriormente, a divisão da grande variedade de técnicas de recarga artificial diferencia de autor para autor. No entanto, da muita literatura disponível é possível destacar os trabalhos: Diaz *et al.* (2000), Bouwer (2002), Galle e Dillon (2005) e, mais recentemente, a tese de Diamantino (2009) e o trabalho de Dillon *et al.* (2009).

Segundo Dillon *et al.* (2009) a recarga artificial de sistemas aquíferos e posterior utilização da água para consumo humano necessita, no mínimo, de sete etapas (independente do tipo de recarga artificial aplicada): 1) captação da água de origem, 2) tratamento da água, 3) recarga artificial, 4) armazenamento subterrâneo, 5) captação, 6) tratamento da água captada e 7) distribuição ao utilizador (cf. esquemas na Fig. 11).

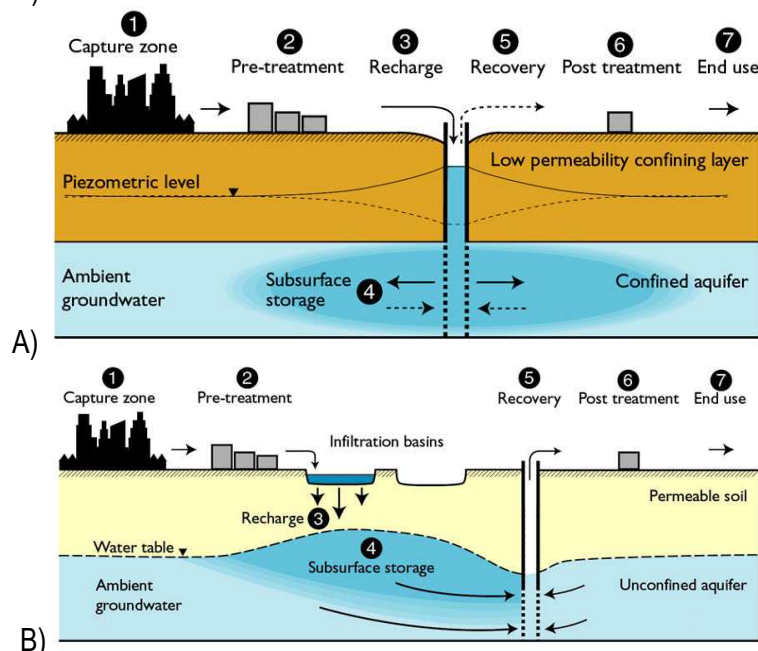


Fig. 11 – Esquemas de sistemas de recarga artificial e posterior captação. Destaque para os sete passos essenciais. A) corresponde a um sistema de recarga em profundidade e B) corresponde a um esquema de recarga à superfície.

Fonte: Dillon *et al.* (2009)

De seguida serão apresentadas, de forma simplificada, as técnicas de recarga artificial seguindo a divisão: a) métodos indirectos à superfície, b) métodos directos em profundidade e c) métodos indirectos em profundidade.

O Quadro 7 corresponde a uma síntese das vantagens e desvantagens de cada técnica (superficiais ou profundas), numa adaptação de Diaz *et al.* (2000).

De referir que, alguns autores, como Bower (2002) e Diamantino (2009), consideram a recarga induzida e a recarga facilitada como diferentes tipos de recarga. No entanto, para o actual projecto, e considerando a definição de recarga artificial de sistemas aquíferos apresentada anteriormente, ir-se-á considerar este tipo de recargas como métodos de recarga artificial.

Quadro 7 – Síntese das vantagens e desvantagens dos sistemas de recarga artificial de sistemas aquíferos. Divisão em recarga à superfície e em profundidade.

Parâmetro considerado	Método de recarga artificial de sistemas aquíferos	
	Superficial	Profundo
Preço e disponibilidade de terreno	Pode ser muito difícil estabelecer em zonas povoadas ou com cultivos visto que costumam ser terrenos muito caros. Necessita, em geral, de terrenos baratos assim como de grandes superfícies para a infiltração da água.	Baixo preço. Precisam de pouco espaço.
Factores estéticos e ambientais	Podem apresentar problemas de proliferação de insectos ou roedores. Necessita de cercas para evitar a entrada de pessoas ou animais.	Escassos.
Permeabilidade do aquífero	Média a grande. Os terrenos de permeabilidade demasiado baixas necessitam de elevadas áreas.	Variável. Depende do local de aplicação da técnica.
Construção das instalações	Pode necessitar de tratamentos prévios do terreno para nivelação, retirar camadas impermeáveis, retirar vegetação, construir represas resistentes, etc.	Complicada. Especialmente as estações de pré-tratamento e injeção.
Perdas por evaporação	Em determinados podem ser muito elevadas.	Nulas
Taxas de infiltração	Baixas	Elevadas
Requisitos para a qualidade da água	Praticamente muito pequenos	Muito grandes, o que implica um custo de manutenção elevado.
Grau de limpeza da água durante a técnica	Grande. A fase de passagem de água pelo solo é muito importante para a limpeza da água.	Pequeno ou nulo.

Adaptação de: Diaz *et al.* (2000)

2.4.2.2 Métodos indirectos à superfície

Os métodos mais utilizados em todo o Mundo são os métodos indirectos à superfície, ou, simplesmente, métodos à superfície. Este facto deve-se muito a questões financeiras, de logística e de simplicidade dos métodos. Apesar destas vantagens, estes métodos têm grandes desvantagens, como a baixa taxa de recarga artificial e a elevada área necessária para o seu desenvolvimento.

Estas técnicas envolvem a aplicação à superfície de diferentes condições de forma a aumentar a taxa de infiltração da água e, logo, aumentar a recarga do sistema aquífero. Estas técnicas têm, obviamente, de ser aplicadas em sistemas aquíferos livres e têm maiores vantagens em aquíferos que apresentem o nível freático próximo da superfície do solo. Neste grupo existem diferentes técnicas de recarga artificial de sistemas aquíferos, nomeadamente: a) bacias de infiltração, b) recarga facilitada, c) valas de infiltração, d) recarga por alagamento e e) represas de diminuição da velocidade de escoamento.

A Fig. 12 representa um esquema, simplificado, de alguns dos métodos de recarga artificial à superfície.

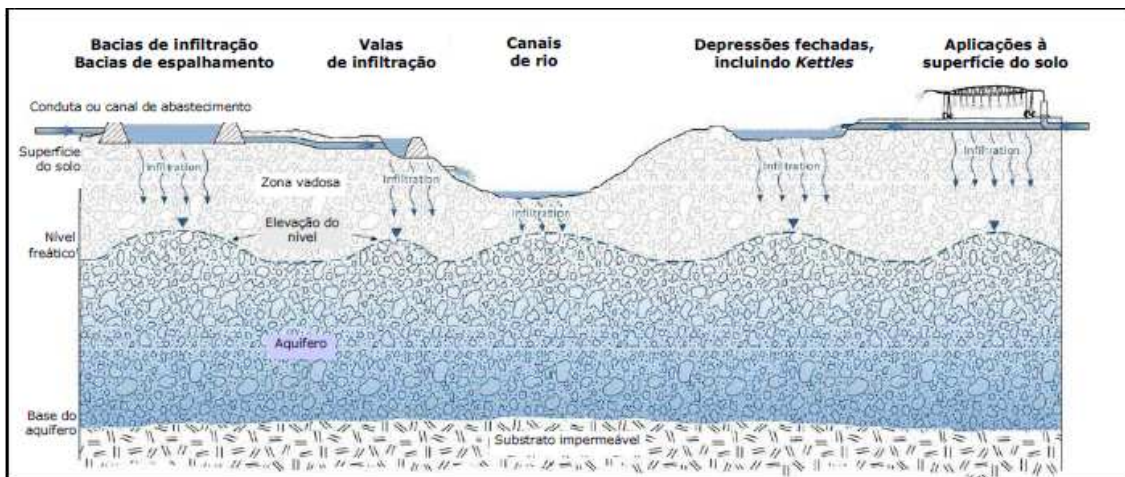


Fig. 12 – Exemplos de métodos de recarga à superfície.

Fonte: Diamantino (2009)

As bacias de infiltração são, deste grupo, o método para recarga artificial mais mundialmente difundido. As bacias podem ser aplicadas no leito de rio (ou ribeiro) ou fora dele. De uma forma simplificada, esta técnica consiste na introdução de água, previamente tratada, em bacias de infiltração de média ou grande dimensão (*cf.* esquema em Fig. 13), que foram devidamente escavadas no solo, dimensionadas e preparadas (Kumar e Fall, 1997 *in* Diamantino, 2009).

A correcta aplicabilidade desta técnica necessita que algumas condições se verifiquem (segundo Diamantino, 2009): a) área suficiente para a construção das bacias, b) boa capacidade de infiltração da zona vadosa ou, pelo menos, a ausência de camadas impermeáveis, c) ausência de áreas poluídas na zona vadosa e d) manutenção de um bom nível de água sob a bacia.

Considerando origens de água para recarga com boa qualidade, as taxas de infiltração para esta técnica variam de 30 m/ano para solos com textura fina, até aos 500 m/ano para solos com areias grosseiras limpas (Bower, 2002). Para o caso de estudo da Campina de Faro (Algarve), realizado no âmbito do projecto GABARDINE, obteve-se uma taxa de infiltração de 150 m³/dia (~55 dam³/ano). O

caso de estudo da componente portuguesa do projecto GABARDINE correspondeu a duas bacias de infiltração de 100 m² de área no leito do Rio Seco (Lobo-Ferreira *et al.*, 2007).

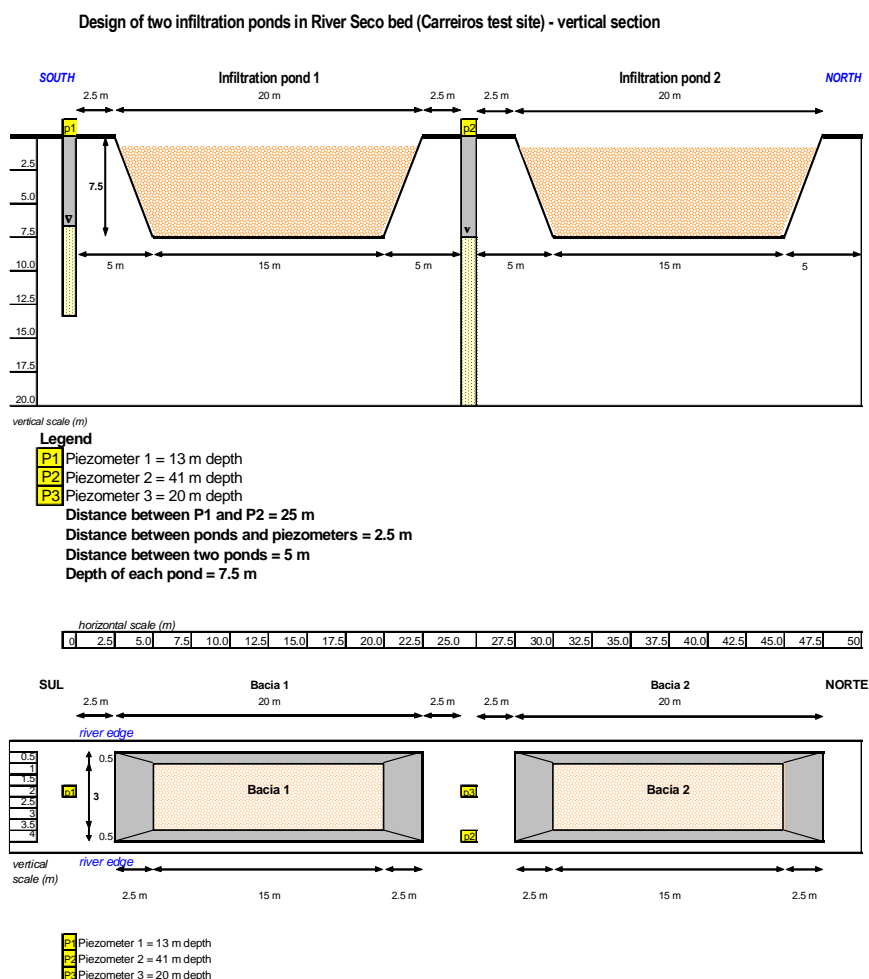


Fig. 13 – Esquema das bacias de infiltração desenvolvidas no âmbito do projecto GABARDINE. Vista em perfil (em cima) e em planta (em baixo).

Fonte: Lobo-Ferreira *et al.* (2007)

Por vezes, após uma utilização continuada das bacias, podem existir problemas de colmatção das bacias devido à presença de Sólidos Suspensos Totais (SST) na água de recarga. Uma elevada concentração de SST pode resultar na total obstrução das bacias impedindo a entrada de água (Oliveira, 2007). Por vezes, a colmatção pode advir de algas ou de actividade microbológica. O problema da colmatção das estruturas de recarga artificial tem sido matéria de estudo para vários investigadores (Chrysikopoulos *et al.*, 2010), nomeadamente em Pérez-Paricio (2000), Skolasinska (2006) e Pavelic *et al.* (2007), no entanto, o projecto GABARDINE obteve de conclusão a necessidade de mais estudos sobre o efeito da colmatção (taxa de colmatção, impacto, etc.). Um dos métodos de minimização deste problema é a colocação à superfície de uma fina camada de areias de dimensão média, que funciona como filtro. Método este que, também, deverá ser utilizado em sistemas altamente fracturados de forma a impedir a obstrução dos SST em locais mais profundos e inalcançáveis (Oliveira, 2007). Outra medida de minimização da colmatção é a aplicação de um sistema rotativo de descarga, secagem e limpeza do material depositado (Diamantino, 2009) (com a existência de duas ou mais bacias, esta corresponde a uma boa medida de mitigação visto que as bacias podem funcionar de forma alternada).

A recarga facilitada corresponde à alteração das condições da ocupação de solo de forma a aumentar a capacidade de infiltração do solo. Esta alteração pode corresponder à: a) diminuição da evapotranspiração, através da mudança de uma vegetação de plantas com raízes profundas para plantas de raízes superficiais, b) alteração da vegetação para plantas que interceptem menos a precipitação, permitindo que maiores volumes de água atinjam o solo, c) alteração da disposição do solo, permitindo maior intercepção e acumulação da água e diminuindo o escoamento ou d) remoção da zona mais superficial do solo, caso esta seja mais impermeável. Este tipo de técnica é indicada quando existem grandes áreas livres e não se pretenda um investimento financeiro muito alto.

As valas de infiltração, ou canais de infiltração, correspondem a trincheiras longas e estreitas (largura inferior à profundidade) ou a sistemas de valas que permitem aumentar a área de infiltração. Segundo Diamantino (2009), existem diferentes formas desta técnica mas o mais usual é o que corresponde a um canal principal que se ramifica em canais mais pequenos e com uma vala de saída, que permite conduzir a água em excesso novamente para o canal principal. A Fig. 14 representa um possível esquema de canais de infiltração, que envolve um rio como canal principal, segundo Diaz *et al.* (1991).

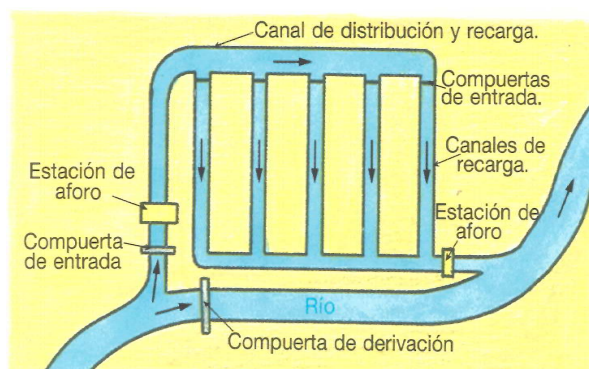


Fig. 14 - Esquema de canais de infiltração.

Fonte: Diaz *et al.* (1991)

A recarga por alagamento é um tipo de técnica superficial que apresenta grandes vantagens em terrenos muito planos e de grande área. Segundo Galle e Dillon (2005), esta técnica corresponde ao desvio de água de um curso de água natural (utilizando um canal, por exemplo) para uma área grande e plana, onde a água é descarregada, formando-se uma fina camada de água com baixa velocidade de escoamento e sem muitas perturbações do solo. Esta técnica apresenta grandes vantagens económicas visto que, no máximo, são necessárias umas protecções laterais, de forma a não alagar toda a planície. As grandes desvantagens são a necessidade de um terreno muito grande e a elevada possibilidade de colmatação do solo devido aos sedimentos transportados pela água de recarga.

Existem vários tipos de técnicas superficiais de recarga artificial que envolvem a construção de represas. Estas técnicas são mais indicadas para terrenos mais acidentados e em condições climáticas áridas ou semi-áridas, onde o escoamento superficial ocorre em forma de cheias (*Flash flood*). As represas podem ser construídas com areia, no leito do rio com material aluvionar do próprio rio ou com outros materiais. O seu principal objectivo é a diminuição da velocidade de escoamento de um rio ou ribeira (ou zonas de escoamento preferencial e sazonal) e o aumento do tempo de permanência e da superfície de contacto da água com o terreno, de forma a aumentar a taxa de infiltração. Certas represas apresentam tubos de descarga, que permitem descarregar água para jusante da barragem, permitindo nova recarga do sistema aquífero antes que esta atinja o rio principal (*cf.* esquema na Fig. 15).

O principal problema desta técnica prende-se com a elevada taxa de colmatação devido à deposição de materiais finos (Gale e Dillon, 2005).

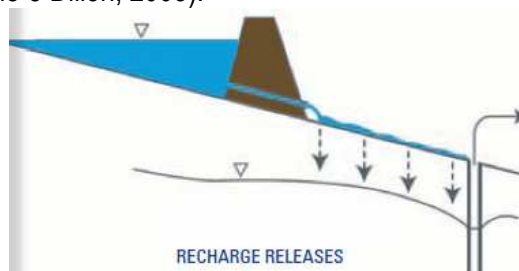


Fig. 15 – Esquema de uma represa com descarga.

Fonte: Gale e Dillon (2005)

Existe, ainda, a possibilidade de construção de represas em série num sistema contínuo (cf. esquema na Fig. 16).

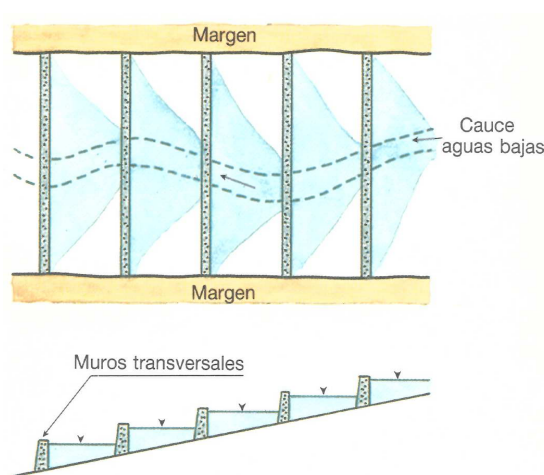


Fig. 16 – Esquema de represas montadas em série num sistema contínuo no leito de um rio.

Fonte: Diaz *et al.* (1991)

2.4.2.3 Métodos directos em profundidade

Os métodos directos em profundidade correspondem a técnicas que envolvem a construção de furos que estejam a atingir a zona saturada. Estes métodos apesar de mais dispendiosos e complexos que os métodos superficiais, envolvem uma taxa de recarga mais elevada. Por exemplo, o projecto GABARDINE envolveu um estudo sobre a taxa de recarga em métodos directos profundos, obtendo-se valores de recarga de cerca de 480 m³/dia por nora (~175 dam³/ano).

A técnica de recarga artificial em profundidade mais comum é através de furos de injeção, podendo haver construções mais complexas que envolvem a injeção, armazenamento e extracção no mesmo furo, denominadas *Aquifer Storage and Recovery* (ASR). Os furos de injeção poderão ser verticais, horizontais ou radiais, como é possível se verificar no esquema da Fig. 17. Durante o projecto GABARDINE, obteve-se uma alternativa à construção de novos furos de injeção através da utilização das tradicionais noras algarvias (poços de grande diâmetro – 20 m² de área), que existem em grande quantidade na região e estando muitas delas abandonadas.

Pyne (2005) definiu as estações de furos de armazenamento subterrâneo e extracção como “o armazenamento de água num aquífero adequado através de furos em alturas em que os recursos

hídricos estão disponíveis, e extracção da água dos mesmos furos em alturas que há necessidade maior de recursos hídricos”. Esta técnica tem grande vantagem económica, visto que envolve um só furo (serve para recarga e captação) e pode envolver uma só estação de tratamento de água (para tratamento prévio e tratamento após a captação).

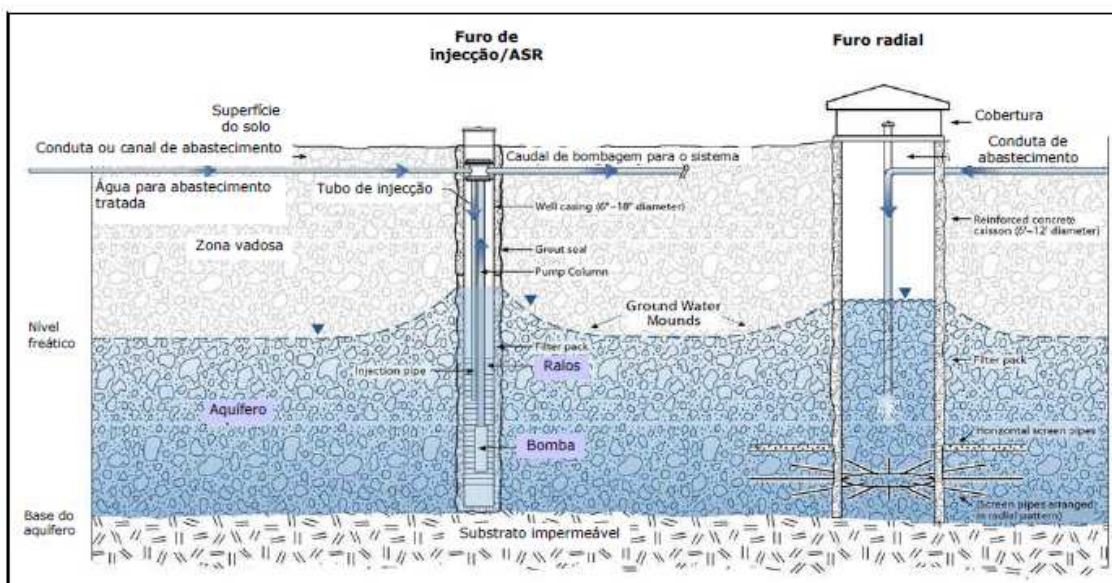


Fig. 17 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona saturada.

Fonte: Diamantino (2009)

As estações de furos de armazenamento subterrâneo e extracção são usadas em muitas partes do Mundo, havendo dois países com elevado conhecimento na matéria, os Estados Unidos da América e a Austrália. O grande conhecimento e experiência desta técnica por parte da Austrália (mais de 300 furos de ASR) levaram à criação de diversos trabalhos científicos, entre os quais um guia técnico de furos de armazenamento subterrâneo e extracção, desenvolvido em 2006, por Peter Dillon e R. Molloy, e denominado “*Technical Guidance for ASR*” (Dillon e Molloy, 2006). Apesar das várias utilidades apontadas a esta técnica, verifica-se que o principal objectivo das ASR passa pelo armazenamento de água de alturas excedentes para captação momentos de escassez de água. Exemplos destes casos: 1) recarga artificial durante o Inverno para captação no Verão (regulação intra-anual) e 2) recarga artificial durante anos húmidos para captação em anos secos ou anos de seca (regulação inter-anual).

Como alternativa aos ASR foram criados os furos de armazenamento subterrâneo, transporte e extracção, denominados em inglês por *Aquifer Storage, Transfer and Recovery* (ASTR). Os ASTR envolvem furos diferentes para a recarga e captação dentro da mesma instalação, promovendo um transporte subterrâneo da água e, logo, alguma limpeza. Esta técnica pode ser mais desfavorável economicamente visto que é necessário um maior investimento financeiro inicial, no entanto, a água sai mais limpa e o tratamento após captação pode sair mais barato. A Fig. 18 representa os esquemas de ASR e ASTR.

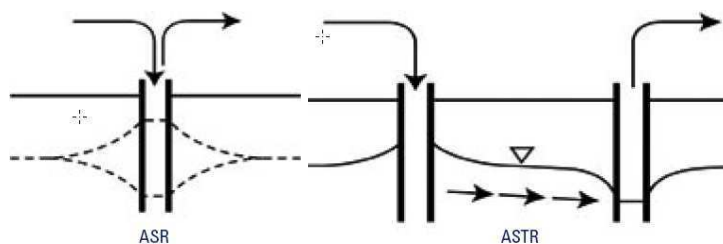


Fig. 18 – Esquemas de funcionamento das técnicas ASR e ASTR.

Fonte: Dillon e Molloy (2006)

O guia australiano para ASR (Dillon e Molloy, 2006) aconselha a aplicação dos seguintes princípios básicos para uma melhor prática deste tipo de técnica: 1) a adopção de uma abordagem de gestão de risco, 2) a prevenção de danos irreparáveis, 3) a aprendizagem contínua e 4) a adopção uma abordagem cautelosa. Assim como uma lista de pontos necessários a ter em conta contra poluentes e danos de um aquífero, denominada pelo autor de “Múltiplas barreiras de protecção” (cf. Fig. 19).

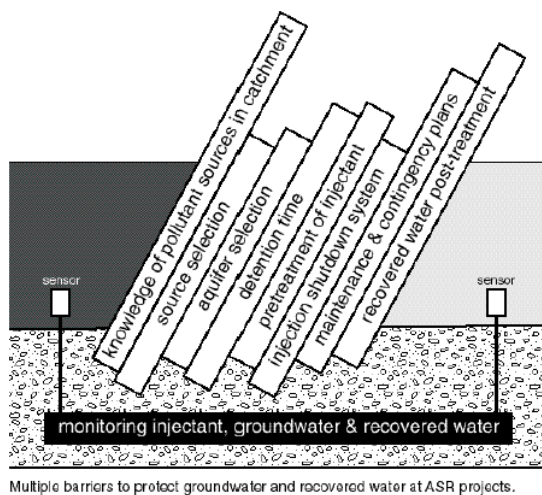


Fig. 19 – Múltiplas barreiras de protecção contra poluentes e danos de um aquífero.

Fonte: Dillon e Molloy (2006)

Os furos conjuntivos correspondem a um tipo de técnica em profundidade em que o furo permite a interligação, com ralos, entre um aquífero mais superficial e livre com um aquífero subjacente e confinado. Através da extracção de água do aquífero confinado a água tenderá a fluir no sentido do aquífero livre para o confinado, recarregando-o. Esta técnica tem de grande vantagem a qualidade da água que serve para recarregar o aquífero confinado. No entanto, esta técnica precisa de estudos sobre os impactos que o rebaixamento do nível do sistema aquífero superficial poderá ter em outros sistemas directamente relacionados com o aquífero superficial (Kumar e Fall, 1997 *in* Diamantino, 2009).

A barreira de infiltração, ou recarga induzida, é um tipo de técnica de recarga artificial em profundidade que envolve um conjunto de furos dispostos em linha e paralelos a um rio próximo. Esta técnica permite o rebaixamento do nível piezométrico do sistema aquífero e conseqüente percolação da água do rio para o aquífero. Este movimento da água permite a purificação da água através do solo. No entanto, Gale e Dillon (2005) referem que, para uma correcta purificação da água, o tempo de percolação da água deverá exceder os 30 dias e uma distância razoável. Esta técnica pode estar inserida no grupo dos métodos directos em profundidade ou no grupo dos métodos indirectos em profundidade.

As estruturas naturais formadas em materiais cársicos, como as dolinas ou os algares, podem, igualmente, servir para a recarga artificial dos sistemas aquíferos (Diaz *et al.*, 1991).

2.4.2.4 Métodos indirectos em profundidade

As técnicas que têm vantagens e desvantagens dos métodos superficiais e dos métodos indirectos profundos são os métodos indirectos em profundidade. Estas técnicas correspondem à aplicação de recarga artificial em profundidade mas na zona não saturada (ou zona vadosa), permitindo infiltração da água e conseqüente limpeza durante a percolação. Este tipo de técnicas é mais utilizado quando existe uma necessidade de infiltração da água mas a cobertura superficial do solo é demasiado impermeável para a aplicação de técnicas de recarga artificial superficiais ou quando existe pouca área disponível para a sua aplicação. Neste grupo, existem diferentes técnicas de recarga artificial de sistemas aquíferos, nomeadamente (*cf.* Fig. 20): a) poços abertos na zona vadosa e b) trincheiras e reservatórios de infiltração.

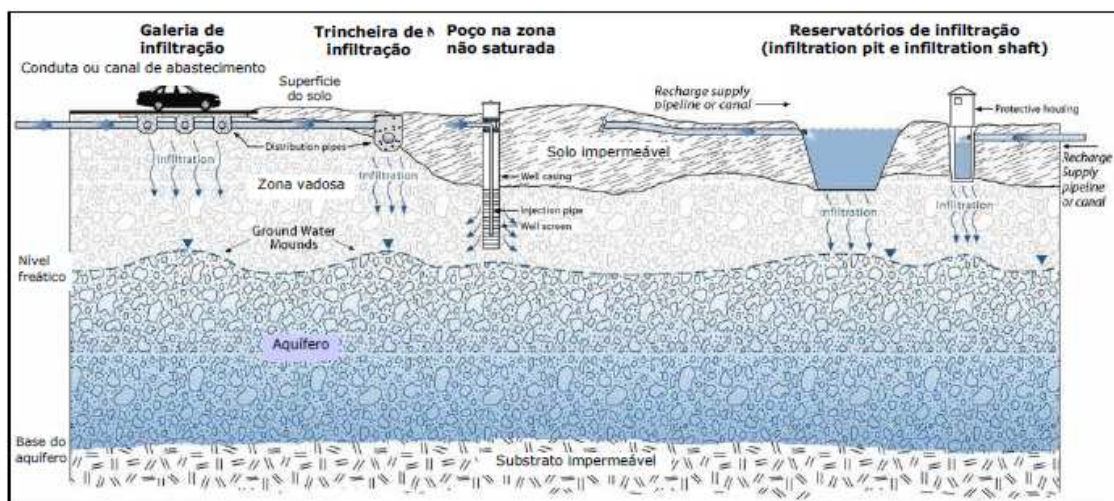


Fig. 20 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona vadosa.

Fonte: Diamantino (2009)

Os poços são estruturas antigas que foram criadas para a extracção de água de aquíferos com uma cota piezométrica elevada. Estas estruturas apresentam, normalmente, um raio superior a um metro e uma profundidade de 10 a 50 metros. Infelizmente, em certas zonas, devido à forte extracção de água subterrânea em furos próximos, os poços acabam por secar, visto que o nível freático passa a estar em elevadas profundidades. Quando secam estes poços são abandonados pelos seus anteriores utilizadores. Os poços secos podem ser utilizados para a recarga artificial visto que, com um nível piezométrico a elevadas profundidades, a água necessita de percolação, pela zona vadosa, até atingir o aquífero. Nesta técnica a grande vantagem é, obviamente, a parte económica visto que os poços já estão construídos e o grande problema é a possibilidade de colmatção.

As trincheiras de infiltração correspondem a escavações com um metro de largura e cerca de dez metros de profundidade (Diaz *et al.*, 2000) maximizando, dessa forma, o tamanho das paredes em função do fundo. Esta técnica torna-se mais económica que os furos de injeção quando a zona superficial é pouco permeável mas existem zonas permeáveis entre os 5 e 10 metros de profundidade. Segundo Diamantino (2009), as trincheiras são preenchidas por areia grosseira ou cascalho fino, funcionando como filtro e que pode ser removido em caso de colmatção. Este tipo de técnica não é uma solução economicamente viável devido aos baixos volumes de água recarregada.

2.4.3 Aplicação de recarga artificial em Portugal

Em Portugal, o estudo da recarga artificial de sistemas aquíferos está pouco avançado, havendo poucos trabalhos/casos desenvolvidos neste tema. De facto, apenas há o conhecimento de cinco estudos/casos nesta matéria: a) um estudo dos Serviços Municipalizados de Portimão e referido por Rosa (1997 *in* Ferreira da Silva, 2003), b) a dissertação “Gestão otimizada à escala regional de sistemas aquíferos potencialmente sujeitos à intrusão salina” do Doutor Ferreira da Silva, em 2003 (Ferreira da Silva, 2003), c) um caso pontual em Mértola e referido por Malheiro (2005), d) um estudo teórico envolvendo o sistema aquífero Querença-Silves desenvolvido pelo mestre Luís Guilherme Sousa Oliveira, para a sua dissertação de Mestrado e no âmbito do parceria internacional ASEMWATERNET, em 2007 e e) o estudo experimental do projecto GABARDINE na Campina de Faro (Lobo Ferreira, 2008), utilizado para o desenvolvimento da tese de Doutoramento da Doutora Catarina Diamantino Diamantino, em 2009.

Do primeiro caso há o conhecimento de que se pretendia utilizar a água da ribeira da Torre e introduzi-la, por furos, na zona Norte do sistema aquífero da Mexilhoeira Grande – Portimão. Este estudo foi pedido pelos Serviços Municipalizados de Portimão, que teriam mandado executar um furo para efeitos de recarga artificial, mas a localização não estava bem definida (Rosa, 1997 *in* Ferreira da Silva, 2003). Este projecto foi, entretanto, abandonado visto que o abastecimento de água no Algarve passou a ser da competência das Águas do Algarve.

Ferreira da Silva (2003) verificou a necessidade de certos métodos na gestão de água para aquíferos costeiros, a uma escala regional. Utilizando a ideia apresentada em Rosa (1997 *in* Ferreira da Silva, 2003), o investigador verificou o efeito que a medida proposta teria nas quantidades máximas a extrair do aquífero de Mexilhoeira Grande – Portimão, mantendo o controlo sobre a interface água doce / água salgada. A partir disso definiu possíveis locais de recarga artificial, recorrendo a metodologias de optimização – simulação da intrusão salina.

O caso seguinte foi referido no artigo do Jornal “Água e Ambiente”, em Abril de 2005, por Malheiro (2005). No artigo é referido que o senhor Albino Cavaco (habitante de Mértola) estava, desde Dezembro de 2004, a encher um furo da aldeia de Leda, no concelho de Mértola, com oito mil litros de água tratada do Rio Guadiana e transportada num tractor – cisterna. O senhor responsável por esta tarefa fazia-a devido à severa seca de 2004/2005, que assolou o país e que impossibilitou que os furos de abastecimento da aldeia fornecessem água às torneiras dos habitantes. Segundo Malheiro (2005), nessa data também os furos secos das localidades de Bicado, Corte da Velha, Álamos e Corte Gafo de Baixo (todas do concelho de Mértola), num total de 393 habitantes, estavam a receber este tipo de recarga artificial. O artigo refere, ainda, que o senhor responsável pelo transporte e colocação da água nos furos costumava proceder a esta actividade nos dias de Verão.

Com o mesmo mote da seca de 2004/2005, desenvolveu-se a tese “Soluções para uma gestão adequadas de bacias hidrográficas e de sistemas aquíferos, em cenários de escassez hídrica extrema”, de Oliveira (2007). Este trabalho analisou, de forma teórica, a possibilidade da aplicação de recarga artificial no sistema aquífero de Querença – Silves, com excedentes da ribeira do Arade em anos húmidos, para posterior captação em anos secos. Este trabalho visava analisar, de uma forma integrada, a possibilidade de regulação intra-anual dos recursos hídricos e a diminuição da vulnerabilidade intrínseca do Algarve às secas. Esta tese foi desenvolvida no âmbito da parceria ASEMWATERNET, que envolveu vários países europeus e asiáticos.

O projecto ASEMWATERNET, do 6.º Programa-Quadro de Investigação da Comissão Europeia, correspondeu a uma parceria visando a promoção da cooperação científica e tecnológica entre Ásia e Europa, na gestão de recursos hídricos. Cinco áreas temáticas foram tidas como principais

para esta acção de coordenação. A contribuição do LNEC-NAS para o ASEMWaterNet fez-se pela liderança da área temática dedicada à gestão de bacias hidrográficas (Workpackage BASIN - River Basin Management) e pela participação nas áreas temáticas da análise de poluição para os recursos hídricos (Workpackage POLLUT - Pollution) e da análise da importância da governância nos recursos hídricos (Workpackage GOVERN – Governance) (cf. www.asemwater.net.org.pt).

A componente portuguesa do projecto GABARDINE (Lobo Ferreira, 2008) e Diamantino (2009) estudaram, de forma experimental, a possibilidade de aplicação de recarga artificial para a recuperação da qualidade do sistema aquífero da Campina de Faro.

Como referido anteriormente, o projecto GABARDINE foi financiado pelo 6º Programa Quadro de Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração da União Europeia, e contou com a participação de seis países europeus, mais Israel e a Palestina. Este projecto teve vários objectivos principais, entre os quais: 1) identificar fontes alternativas de água e investigar a viabilidade económica e ambiental da sua utilização em zonas semi-áridas, no contexto de uma gestão integrada dos recursos hídricos, 2) investigar os aquíferos como principal meio destinado ao armazenamento sazonal e a longo prazo destas fontes alternativas de água, 3) melhorar o conhecimento sobre as formas de introdução destas fontes de água no aquífero, nomeadamente através da recarga artificial, incluindo ainda a monitorização da qualidade da água e a purificação através de processos naturais de atenuação e filtração e 4) avaliar e quantificar o potencial impacto de factores de alteração, tais como, as alterações climáticas, alterações na qualidade da água, intrusão salina, etc. na qualidade e uso global do recurso através do desenvolvimento de ferramentas de mapeamento e avaliação do risco, de modelação e de monitorização, e propor medidas de prevenção ou de minimização, e de mitigação do seu impacto.

O caso português do projecto envolveu o poluído sistema aquífero da Campina de Faro, no Algarve, que é composto por um aquífero freático superior e um aquífero confinado. Este caso visava a análise da aplicação de recarga artificial para melhoramento da qualidade do sistema aquífero livre, que apresenta problemas de poluição difusa. Para tal, desenvolveram-se vários estudos e aplicaram-se algumas análises em estações pilotos: 1) três bacias de infiltração no Areal Gordo, 2) um poço de grande dimensão (nora) no Areal Gordo (cf. as duas imagens na Fig. 21), 3) um furo de média dimensão (meio metro de diâmetro) no Areal Gordo e 4) duas bacias de infiltração no leito do Rio Seco (cf. Fig. 13 e Fig. 22). Os principais estudos realizados para o caso português foram: 1) a caracterização do caso de estudo, 2) monitorização contínua e discreta da qualidade e quantidade de água, 3) a aplicação de métodos geofísicos, 4) determinação de parâmetros hidráulicos em laboratório, 5) ensaios de recarga, com devidas análises, 6) ensaios de traçadores, 7) modelação numérica do caso de estudo e 8) análise da correlação entre o tipo de solo e as taxas de infiltração. Seguidamente, irão ser apresentados os principais desenvolvimentos de alguns destes pontos.



Fig. 21 – Imagens dos ensaios realizados nas noras algarvias

Fonte: Lobo Ferreira (2008)



Fig. 22 – Leito do Rio Seco, Campina de Faro, Algarve

Fonte: Lobo Ferreira (2008)

Em Março de 2007 realizaram-se três ensaios de recarga no poço de grandes dimensões, as tradicionais noras algarvias, com três períodos de tempo de injeção diferentes (4 horas, 7 horas e 50 horas). Todos os ensaios apresentaram um caudal constante de injeção, com um valor de 20 m³ /hora. A Fig. 23 representa a alteração do nível piezométrico com os ensaios de recarga realizados.

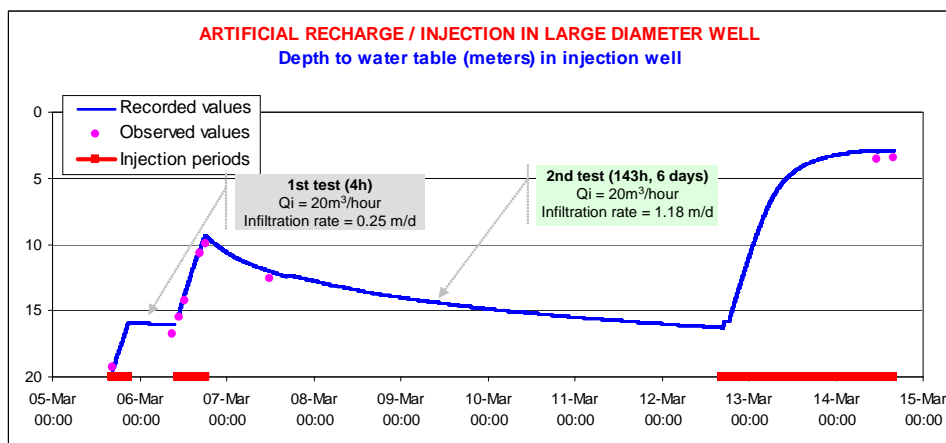


Fig. 23 – Gráfico referente aos ensaios de recarga em profundidade nas noras algarvias durante o projecto GABARDINE.

Fonte: Lobo Ferreira (2008)

Dos ensaios de recarga na nora concluiu-se que, a taxa de recarga varia com a coluna de água dentro do poço e o máximo de recarga, 24,5 m/dia, verificava-se quando a coluna apresentava uma altura de 17 metros. Com estes resultados, mais os ensaios de recarga nos outros locais do caso de estudo, obteve-se uma relação entre o nível hidráulico da água de recarga com a taxa de recarga, possível de ser vista no gráfico da Fig. 24.

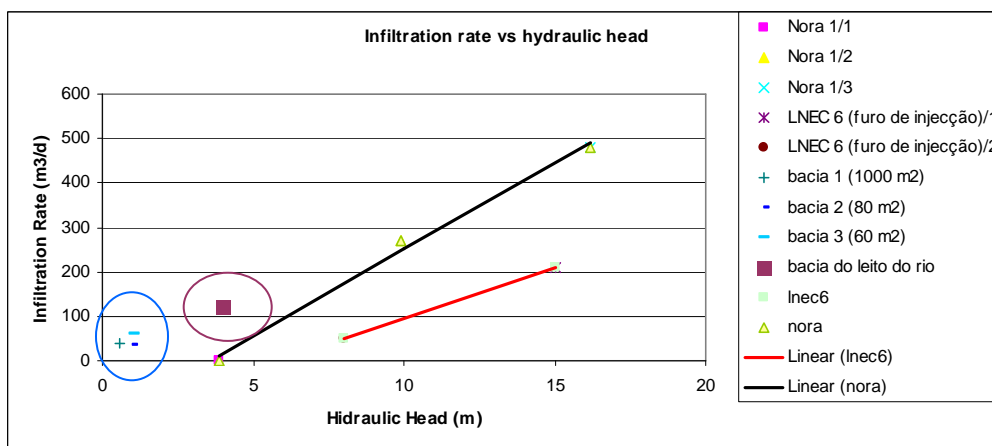


Fig. 24 – Gráfico que relaciona nível hidráulico da água de recarga com a taxa de recarga. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.

Os ensaios de recarga nas bacias do Areal Gordo permitiram analisar a relação entre o tipo de solo com a taxa de infiltração. Nestes ensaios as bacias encontravam-se a três profundidades diferentes: 2 m, 6 m e 8 m, que correspondiam, respectivamente, a uma camada muito argilosa, a uma camada com um tipo de areia média e a uma camada com um tipo areia fina. O esquema das três camadas existentes no Areal Gordo está presente na Fig. 25.



Fig. 25 – Perfil do material geológico no Areal Gordo (Algarve) no lado esquerdo e imagem real onde é possível ver-se os três materiais identificados.

Com estes ensaios, juntando os ensaios das bacias no leito do Rio Seco, foi possível obter-se uma relação entre o tipo de material geológico, neste caso, apenas, a percentagem de areia no material, e as taxas de infiltração (cf. gráfico da Fig. 26).

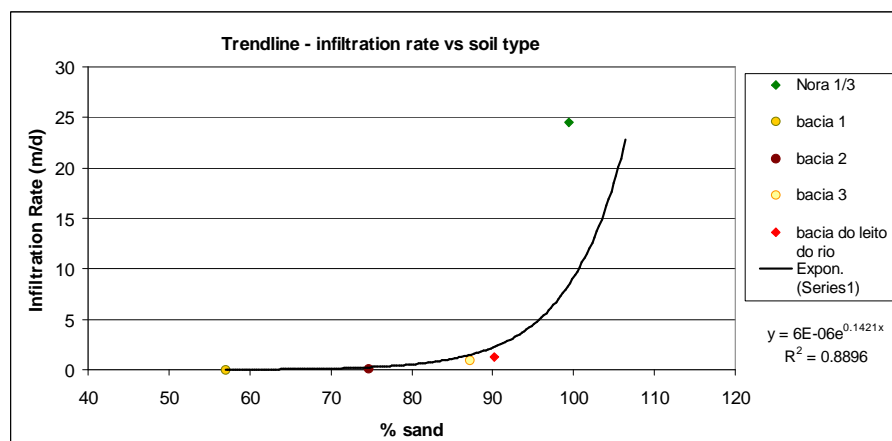


Fig. 26 – Gráfico que relaciona a percentagem de areia de um material geológico com a taxa de infiltração. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.

Nos ensaios de recarga artificial por injeção a água utilizada para recarga foi a água do aquífero mais profundo e confinado. Nos ensaios do leito do Rio Seco utilizou-se, por vezes, a água que naturalmente flui no rio em momentos de maior precipitação.

Na componente portuguesa do GABARDINE realizou-se, ainda, a modelação do sistema aquífero e a aplicação de possíveis cenários com diferentes tipos de recarga e períodos de recarga, podendo ir até aos 10 anos. Os cenários aplicados foram: 1) recarga artificial induzida no leito do Rio Seco, 2) recarga artificial por injeção em noras da região e durante cinco anos, 3) recarga artificial por injeção em furos de média dimensão e durante dez anos e 4) recarga artificial por bacias de infiltração. Para cada uma destas hipóteses criou-se cenários envolvendo um diferente número das estruturas (exemplo, injeção com 13 noras, injeção com 25 noras, etc.). Modelou-se, ainda, uma corrida de referência com a possibilidade de não se aplicar recarga artificial. A lista de cenários e respectivos dados de entrada são apresentados em anexo (cf. ANEXO I)

No modelo considerou-se uma estrutura conceptual com três camadas, de espessura variável, e que representam, do topo para a base, o sistema aquífero livre, a camada confinante e o sistema aquífero confinado. Como fluxo de entrada considerou-se a recarga natural, a recarga lateral por parte das formações Cretácicas a Norte e a infiltração do Rio Seco no Inverno, e como fluxo de saída as extracções e o estuário da Ria Formosa a Sul. As condições iniciais diziam respeito à campanha de Abril de 2007. Em relação aos resultados obtidos, verificou-se que, partindo da condição inicial de concentração máxima de Nitrato de 421 mg/L, obteve-se (ao fim de dez anos de aplicação) para o cenário de recarga artificial induzida no leito do Rio Seco um valor máximos de 317 mg/L, 336 mg/L como valor máximo de Nitrato para o cenário de recarga artificial por injeção em 13 noras e no cenário que envolvia a recarga artificial por injeção em 25 noras obteve-se o valor máximo de 293 mg/L. O ANEXO II apresenta os mapas da piezometria e concentração de Nitratos, da corrida destes três cenários.

A maioria dos resultados destes estudos foi apresentada na tese de Doutoramento, intitulada “Recarga artificial de aquíferos – Aplicação ao Sistema Aquífero da Campina de Faro” da Doutora Catarina Diamantino Diamantino e que foi desenvolvida no Laboratório Nacional de Engenharia Civil, no âmbito do projecto GABARDINE.

Mais informações sobre os resultados e conclusões deste projecto os autores remetem para o trabalho Lobo Ferreira (2008), para a tese Diamantino (2009) e para os diferentes relatórios/trabalhos finais do projecto GABARDINE (cf. <http://www.gabardine-fp6.org/>).

Para além destes estudos no caso português, foi desenvolvido, para o projecto, por Oliveira *et al.* (2008), um índice que permite uma análise preliminar sobre locais candidatos à aplicação de recarga artificial. O índice, denominado GABA-IFI, parte dos princípios de uma gestão integrada de recursos hídricos, utiliza os Sistemas de Informação Geográfica como suporte e divide-se em três sub-índices GABA-IFI: Social, Económico e Natural. Oliveira *et al.* (2008) aplicaram este índice à zona Oeste do sistema aquífero de Querença – Silves.

2.5 Outros métodos não – convencionais

Existem, ainda, outros métodos não-convencionais que apresentam uma menor utilização a nível mundial, e conseqüente menor quantidade de estudos, mas que são, por vezes, a única solução de uma população se abastecer de água. Considerou-se, para o presente relatório dedicado às bases teóricas e ao estado de arte, que os outros métodos não-convencionais de obtenção e gestão de água mais importantes são: a) colheita da água da chuva, b) obtenção de água por recolha de gelo e c) métodos não-convencionais de transporte de água.

A técnica *Rainwater Harvesting* (RWH), numa tradução livre para português – Colheita de água da chuva, corresponde à colheita e armazenamento da água da chuva para fins de abastecimento. Esta técnica é muito utilizada em zonas pobres, onde o solo se encontra muito contaminado impossibilitando o consumo da água subterrânea e onde não existem condições financeiras de construção de estruturas para o armazenamento de água superficial (*eg.* barragens). Segundo Qadir *et al.* (2007), a grande desvantagem da RWH é a sua dependência da limitada e incerta precipitação.

De uma forma simples, a técnica resume-se aos seguintes passos: a) recolha da água da chuva em locais favoráveis, por exemplo, os telhados, b) transporte da água, por acção gravítica, para um local de armazenamento, por exemplo, cisternas, c) tratamento da água, em caso de necessidade e d) transporte da água para o local onde esta será utilizada.

A água resultante de *RainWater Harvesting* (RWH) pode ser utilizada para consumo humano, para o consumo do gado, para a irrigação ou como água de origem para recarga artificial de sistemas aquíferos. Muitas vezes esta técnica é utilizada em conjunto com o método ASR (Gale e Dillon, 2005). A Fig. 27 corresponde a um esquema da aplicação da técnica, com um método simples de tratamento da água.

Segundo Oweis *et al.* (2001), esta técnica já é praticada desde as antigas civilizações, sendo o Oeste Asiático e o Norte Africano as duas regiões que maior contribuição tiveram para o seu desenvolvimento na antiguidade. Por exemplo, Oweis *et al.* (2001) referem que existem estruturas antigas de colheita de água no Sul da Jordânia com mais de 9000 anos e que existem várias evidências que sugerem que a técnica era utilizada no Sul da Mesopotâmia antes de 4500 A.C.

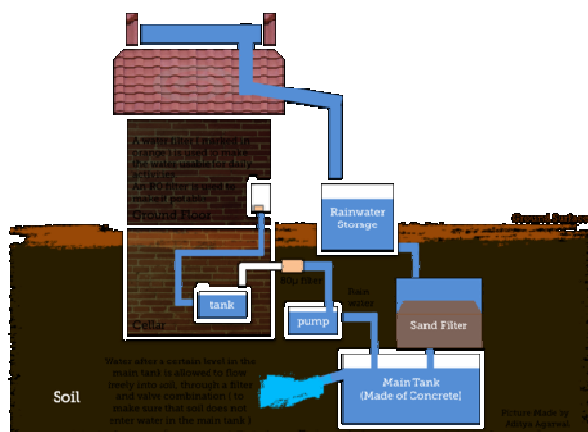


Fig. 27 – Esquema simplificado de uma possível estrutura de colheita de água da chuva e tratamento.

Fonte: <http://pt.wikipedia.org>

Esta técnica pode ser classificada de diferentes formas, nomeadamente: a) considerando o fim a que se destina a água ou b) considerando o volume de água obtido da chuva. Segundo Qadir *et al.* (2007), esta técnica é, geralmente, dividida em: a) métodos de recepção da água pluvial em macro-escala e b) métodos de recepção da água pluvial em micro-escala. Segundo Boers and Ben-Asher (1982 *in* Qadir *et al.*, 2007) considera-se sistema em micro-escala quando o sistema de captação das águas pluviais é inferior a 100 metros de comprimento. Qadir *et al.* (2007) refere que o maior desenvolvimento nesta técnica tem sido ao nível dos sistemas em micro-escala, visto que este tipo de sistemas são mais simples de ser construídos e apresentam uma instalação mais barata. Os mesmos autores referem que várias linhas-orientadoras de implementação deste tipo de categoria estão disponíveis em literatura relevante, como Boers and Ben-Asher (1982 *in* Qadir *et al.*, 2007) ou Oweis *et al.* (2001).

Segundo o guia para RWH (TCCC, 2008), desenvolvido pela Empresa Coca-Cola Internacional (*The Coca-Cola Company* – TCCC), considerando-se o uso da água recolhida, é possível analisar quais os tratamentos necessários para cada fim. Assim, o guia da TCCC desenvolveu uma síntese, que se apresenta no Quadro 8.

Quadro 8 – Síntese dos possíveis usos da água obtida por colheita da água da chuva (RWH) e o nível de tratamento necessário para sua aplicação.

Categoria	Subcategoria	Nível de tratamento
Uso exterior	Jardins, limpeza de ruas	Nenhum
	Plantações	Nenhum
Uso industrial	Para arrefecimento	Filtração de partículas
	Limpeza de chão e máquinas	Filtração de partículas
Uso interior, não potável	Casa de banho	Filtração e desinfecção
	Lavagem de roupa	Filtração e desinfecção
Uso interior, potável	Para produção	Barreiras múltiplas
	Para consumo	Barreiras múltiplas
Recarga artificial de aquíferos		Necessidade de uma avaliação de impactos

Fonte: TCCC (2008)

Mais recentemente, têm sido registados alguns casos de sucesso desta técnica, como é o caso da Síria (Qadir *et al.*, 2007), onde a precipitação média anual é de 120 mm, onde a taxa de sobrevivência de pequenos arbustos aumentou em 93 % graças a sistemas em micro-escala, com estruturas numa forma semicircular. Actualmente, existem várias técnicas de RWH em diferentes partes do mundo resultando num aumento do crescimento das plantações. Muitas espécies de plantas com baixa necessidade hídrica encontram-se num bom desenvolvimento graças a técnicas de RWH (Qadir *et al.*, 2007). Jaber e Mohsen (2001) estimaram que, na Jordânia a quantidade de água da chuva recolhida foi de $6 * 10^6$ m³/ano. Apesar dos valores exactos serem difícil de estimar, Oweis e Hachum (2003 *in* Qadir *et al.*, 2007) revelaram que, entre 30 e 50 % da precipitação que cai em regiões secas pode ser utilizada se as correctas técnicas de RWH forem utilizadas.

Uma importante contribuição para esta técnica é dada pela organização *Rainwater Harvesting Implementation Network* (RAIN), que suporta a implementação de estruturas de RWH no Nepal, Burkina Faso, Mali, Senegal e Etiópia, com possível expansão das actividades para Ásia e para África Subsariana (<http://www.rainfoundation.org>).

Outro método não-convencional menos utilizado é a obtenção de água por recolha de gelo, i.e. obtenção de água através do degelo desta. A maioria do gelo que se utiliza nesta técnica provém de icebergs. A colheita de gelo é uma técnica há muito utilizada, principalmente para estruturas de arrefecimento como aparelhos de ar condicionado, tendo se desenvolvido em certos países (eg. os E.U.A.) uma indústria dedicada. Já no ano 400 A.C. os Persas tinham encontrado uma forma de armazenamento de gelo no meio do deserto, depois de transportado das montanhas altas no Inverno. (fonte: Wikipédia).

A empresa BergWater, do Canada, é uma empresa responsável pela comercialização de água que provém do degelo de icebergs (<http://www.bergwater.ca>). Segundo o website desta empresa, apesar do longo historial de trabalho com icebergs dos marinheiros da província canadiana de Terra Nova e Labrador, apenas recentemente se passou a considerar a água dos icebergs como possível fonte para água potável.

Os icebergs abandonam a plataforma de gelo da Gronelândia, chegando à província de Terra Nova e Labrador por volta da Primavera e início de Verão, onde a colheita do gelo pode ser feita até Setembro. Essa colheita é feita utilizando um recipiente próprio, que permite a aproximação entre o iceberg e um pequeno barco responsável pelo transporte da porção de gelo. O resultado desta recolha pode resultar entre uma a cinco toneladas de gelo. De seguida, o gelo é cortado em pedaços mais pequenos e colocados em barris de 150 litros, onde o gelo derrete de forma natural e à temperatura ambiente, sendo depois bombeado para garrafas. Segundo o sítio da empresa BergWater, o volume de colheita de gelo por dia é, aproximadamente, 100 toneladas.

Quando nenhuma das outras soluções é possível, o transporte de água por meios não-convencionais pode ser a única hipótese de obtenção de água. De uma forma não-convencional, a água pode ser transportada por barco, por auto-tanques ou por comboio. Como exemplo, foi sugerido o transporte de água em navios desde a ilha da Madeira como solução viável (capaz de abastecer todos os habitantes) para a ilha de Porto Santo até à construção da estação de dessalinização, em 1979 (Prazeres, 2007).

3 Ensaio de traçadores

3.1 Introdução aos traçadores

Um traçador é uma substância ou partícula (química ou biológica) que pode ser utilizada para seguir, de forma contínua ou pontual, o movimento de um dado volume de água, quer num sistema superficial como subterrâneo (em ambientes porosos e fissurados). Em geral, os traçadores podem ser utilizados nas seguintes funções (Rossi, 1994):

- Definir os limites de bacias hidrogeológicas;
- Determinar a velocidade do escoamento;
- Simular situações de poluição (derrames, contaminações ou migrações);
- Calcular, através da diluição, o caudal de pequenas linhas de água.

Embora exista um vasto número de substâncias que podem ser potencialmente utilizadas como traçadores, são muito poucas as que podem ser efectivamente qualificadas como tal. Um traçador deve obedecer a uma série de critérios. Deve ser estável, misturar-se bem com a água e ter uma densidade semelhante a esta. O traçador deve ser possível de detectar e quantificar em pequenas concentrações, através da utilização de procedimentos simples e de baixo custo. Além disso, não deve ser tóxico ou potencialmente poluidor do ambiente, nem interagir com os materiais que constituem o meio por onde circula, ou deixar algum nível residual no aquífero. Estas restrições são particularmente limitativas, principalmente em ensaios onde é necessário injectar diferentes traçadores ao mesmo tempo em diferentes localizações (Rossi *et al.*, 1998).

Existem diferentes categorias de traçadores: químicos, fluorescentes, isotópicos, e biológicos. Cada categoria tem as suas vantagens, desvantagens e limitações, que se encontram resumidas no Quadro 9.

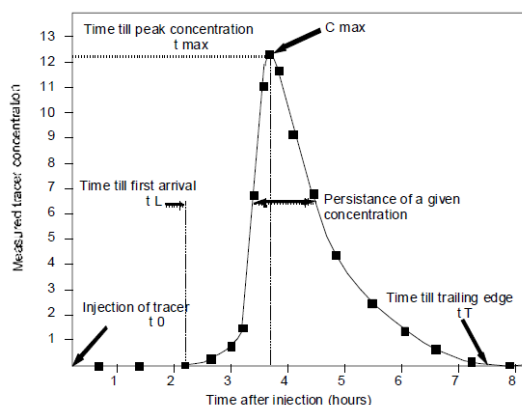
Bricelj e Curk (2006) referem que soluções de traçadores, em particular de tintas fluorescentes como o urânio, são comumente utilizadas para caracterizar o destino e transporte de contaminantes solúveis, ao passo que os traçadores coloidais são mais apropriados para simular o transporte de microrganismos e contaminantes que se encontram ligados a colóides suspensos. Assim, traçadores coloidais, como os bacteriófagos, podem ser utilizados para avaliar o risco de poluição dos recursos hídricos subterrâneos.

Quadro 9 – Principais vantagens e desvantagens das diferentes categorias de traçadores.

Alguns aspectos relevantes	Vantagens	Desvantagens
Traçadores químicos		
- Soluções salinas, como o cloreto de sódio, são frequentemente utilizadas.		- É necessário injectar grandes quantidades de traçador para ser possível a sua detecção (através da medição da condutividade eléctrica); - As águas tornam-se mais pesadas e tendem a descer em direcção da base do aquífero; - Forte interacção de certos iões com o ambiente próximo; - Toxicidade e absorção dos iões; - Gama de escolha muito limitada: Na ⁺ , Li ⁺ , K ⁺ (catiões); Cl ⁻ , I ⁻ , Br ⁻ (iões).
Traçadores fluorescentes		
- O urânio é mais comumente utilizado. A sua cor característica em soluções diluídas é verde-amarelada.	- O custo do urânio é relativamente baixo; - Em baixas concentrações o urânio não é tóxico; - O urânio é conservativo (muito dificilmente haverá interacção deste traçador com o ambiente saturado durante a sua migração).	- A sua grande utilização causou o aparecimento de barulho de fundo em alguns aquíferos; - Algumas substâncias podem ser cancerígenas; - Contêm uma grande quantidade de impurezas, que são muitas vezes perigosas; - Foto-decomposição, biodegradação pelos microrganismos e reacções químicas com substâncias presentes no aquífero são susceptíveis de se degradar em produtos perigosos para o ambiente; - Estas substâncias decompõem-se rapidamente quando expostas à luz solar.
Traçadores isotópicos		
- Ocorrência natural: ¹⁸ O, ¹³ C, ² H (deutério); - Radioactivos: ³ H (trítio), ³² P, ⁵¹ Cr, ⁶⁰ Co.	- O ² H é apropriado para calcular velocidades de escoamento, já que quando se liga à molécula de água torna-a mais pesada; - Os traçadores radioactivos são mais utilizados para datar a água subterrânea.	- O perigo associado às substâncias radioactivas; - Custo elevado do traçador; - Custo elevado das análises de detecção.
Traçadores biológicos		
- Agentes biológicos utilizados: esporos, bactérias ou vírus; - Formam uma suspensão de partículas microscópicas (suspensão coloidal).	- Simulam o comportamento de partículas coloidais na água; - Bactérias: - São de fácil cultivo e análise; - Dimensão da ordem de 1 micron; - Podem distinguir-se da flora nativa através de vários marcadores: cor, resistência genética, etc. - Podem associar-se a vários polímeros, o que permite alterar as suas dimensões e características como a hidrofobia ou cargas electrostáticas (influência a interacção com outras partículas do aquífero). - Esporos: - Permitem determinar as características da drenagem subterrânea em regiões cársticas. - Bacteriófagos: - Dimensões semelhantes às dos vírus patogénicos para os organismos eucarióticos; - Não são patogénicos nem tóxicos; - Correcta escolha do sistema fago/bactéria hospedeira evita o risco de interferência com a microflora do aquífero; - Elevada especificidade de cada bacteriófago em relação à bactéria hospedeira.	- Bactérias: - Algumas têm capacidade de se desenvolver no interior do aquífero, o que leva a resultados incorrectos; - Quando de grande dimensão, são filtradas em certos tipos de solo, e adsorvem a uma grande variedade de superfícies; - Bactérias resistentes a antibióticos podem transferir essa resistência para humanos, animais ou plantas. - Esporos: - Devido às suas dimensões, não são adequados a ensaios em aquíferos porosos; - Vírus: - Alguns vírus conservam-se nos solos saturados, permanecendo activos durante períodos de tempo prolongados, adsorvidos nas partículas de solo. - Bacteriófagos: - Forte interacção com o meio físico (não são conservativos); - Persistência e migração na água determinadas por processos de inactivação e adsorção.

Fonte: Rossi (1994) e Costa *et al.* (2002)

A curva de restituição do traçador permite calcular velocidades de escoamento e do tempo de percurso do traçador. Esta informação sobre a estrutura do aquífero e escoamento é obtida através do estudo da deformação do sinal de entrada (i.e., da injeção do traçador) durante o seu percurso subterrâneo (diluição, adsorção, etc.). O sinal de entrada é geralmente pontual, uma vez que a injeção demora apenas poucos minutos, após os quais o traçador é transportado pela água. Nos pontos de descarga, onde se efectua a recolha de amostras para análise, este sinal pontual transforma-se, dependendo das características do aquífero. A quantidade de traçador em cada amostra pode ser representada num gráfico bidimensional, onde o tempo após a injeção é colocado na abcissa e a concentração de traçador na ordenada. A curva assim obtida denomina-se curva de restituição, cf. a Fig. 28 (Rossi, 1994).



Legenda:

- t_0 – Tempo zero, momento da injeção
- t_{max} – Tempo até à chegada da concentração máxima de concentrador, C_{max}
- V_{max} – Velocidade de escoamento máxima, calculada usando T_{max} (não consta na imagem)
- t_L – Tempo da primeira chegada do traçador. Depende da técnica utilizada e do método de detecção
- t_T – Tempo final (quando já não se detecta traçador)

Fig. 28 – Curva de restituição ideal.

Fonte: Rossi (1994)

Nos locais de amostragem onde o caudal de descarga é conhecido, a curva de restituição permite calcular a quantidade de traçador que se deslocou até este ponto. É também possível calcular o factor de diluição do traçador, parâmetro particularmente útil no estudo do transporte de poluentes (Rossi, 1994).

3.2 Características gerais dos bacteriófagos

3.2.1 Introdução à temática

Os traçadores biológicos constituem uma classe separada dos restantes traçadores, uma vez que não são solutos, mas sim uma suspensão de partículas submicroscópicas que na água se comportam como partículas coloidais (Costa *et al.*, 2002). Os materiais biológicos utilizados como traçadores (esporos, bactérias ou vírus) são organismos vivos ou mortos, cujas dimensões podem variar entre as dezenas e várias centenas de nanómetros. De entre os vários traçadores biológicos existentes, Rossi *et al.*, (1998) consideram os bacteriófagos os organismos melhor adequados à realização de ensaios de traçador.

Os bacteriófagos, também conhecidos simplesmente por fagos, são vírus que infectam bactérias específicas, não tendo qualquer efeito sobre as células humanas, animais ou vegetais. À semelhança de outros vírus, são incapazes de se multiplicar de forma independente, pelo que para tal necessitam de uma bactéria hospedeira. Uma vez no interior das células, os bacteriófagos começam a replicar o seu ADN, dando origem a novas unidades. Para tal necessitam de estímulos, como a radiação UV emitida pela célula hospedeira (Rossi, 1994). A estrutura proteica destes vírus é bastante complexa e

muito variável entre eles, assim como a sua forma (que pode ser filamentosa, ter ou não cauda) e dimensão.

Os bacteriófagos podem ser encontrados numa série de habitats. Em ambiente aquático, a sua presença foi identificada em lagos, linhas de água, cisternas, nascentes, canais de rega e lagoas. Estes organismos foram também identificados na água do mar e nos sedimentos costeiros. No solo, os bacteriófagos podem estar presentes em solo arável, argiloso, no húmus, charcos, lodo e siltes, podzois, rizosfera e areia. Outros habitats destes organismos são o ar, plantas, algumas espécies animais e, por último, produtos alimentares (por ex. lacticínios, carne e peixe).

A caracterização físico-química e estrutural dos bacteriófagos é dada através dos seguintes parâmetros: estrutura, análise do genoma, análise da hidrofobia da cápsula, dimensão média das partículas de fago, e por fim, através do potencial Zeta da partícula de fago. Este último parâmetro é calculado através da migração de uma partícula carregada, numa célula sob influência de um campo eléctrico forte. O movimento da partícula no campo eléctrico vai depender da sua carga electrostática global, que é determinada pelo pH do meio e pelos iões hidratados ligados à cápsula. Este movimento traduz-se num potencial, denominado Zeta, e medido em mV. Em geral, o potencial Zeta dos vírus é negativo para pH=7 e, nestas condições, a partícula encontra-se negativamente carregada (Rossi, 1994).

O potencial Zeta, em conjunto com a hidrofobia determinam, segundo Wan *et al.* (1994), o comportamento dos bacteriófagos em meio hídrico. Os autores referem também que através destas propriedades é possível prever o comportamento das células nas interfaces ar/água e água/substrato. Rossi (1994) acrescenta que estas características são igualmente fundamentais em qualquer estudo relacionado com o comportamento dos bacteriófagos e vírus na água. O autor salienta também que o ponto isoeléctrico (que corresponde ao pH para o qual o número de cargas positivas e negativas na cápsula do fago são iguais) reflecte a carga eléctrica do vírus, permitindo assim determinar a forma como o fago vai reagir com outras partículas coloidais e materiais do aquífero.

Os processos que determinam a sobrevivência e migração dos bacteriófagos na água são a inactivação e adsorção, e são vários os estudos que sublinham a importância das características físico-químicas do meio nestas duas propriedades. No solo, realça-se a forte correlação entre a adsorção dos vírus e a presença de matéria orgânica, assim como com o número de cargas negativas presentes no substrato.

A inactivação pode-se descrever como a perda da capacidade do vírus infectar a sua célula hospedeira e, conseqüentemente, a possibilidade de se multiplicar. As principais são, de acordo com Rossi (1994):

- Alteração ou destruição da cápsula ou cauda do fago;
- Quando os seus receptores específicos são destruídos, o que torna impossível para o fago reconhecer a sua célula hospedeira;
- Alterações químicas ou físicas do material genético do fago;
- Ligação a macromoléculas orgânicas (ácidos húmicos), geralmente reversível.

A presença de material em suspensão (orgânico ou inorgânico) também influencia a inactivação dos vírus, havendo aqui a intervenção de um segundo processo: a adsorção. Foi já demonstrado por diversos autores que a adsorção dos vírus às partículas coloidais presentes nas águas é rápida e em grandes quantidades. Os mecanismos de adsorção entre os vírus e as partículas são ditados pelas leis de adsorção e repulsão, devido não só às forças electroestáticas de Van Der Waals, como também à

hidrofobia. Quando adsorvidos, os fagos ficam mais protegidos da inactivação, podendo assim ser transportados pela água por maiores distâncias. A adsorção é reversível, ou seja, os vírus inactivados por adsorção podem recuperar a sua virulência, quando as condições físico-químicas do ambiente se alteram (Rossi, 1994).

As suspensões de bacteriófagos podem ser obtidas, segundo Rossi (1994), através de dois métodos: cultura líquida (erlenmeyer e fermentador) e por cultura em discos de Petri que, em geral, permite obter suspensões de maior concentração. As soluções são armazenadas em local escuro, à temperatura de 4°C, em tubos de vidro de 20 ml esterilizados, devendo ser renovadas a cada seis a doze meses. As soluções a utilizar na caracterização físico-química e estrutural dos bacteriófagos devem ser armazenadas à temperatura de -20°C, em tubos Eppendorf de 1,5 ml. Para um ensaio de traçador, são geralmente necessários 10 litros de suspensão.

3.2.2 A utilização de bacteriófagos em ensaios de traçador

A utilização de bacteriófagos como traçadores é cada vez mais recorrente, tanto no campo da hidrologia como da hidrogeologia. Uma vez que são vírus de dimensão muito reduzida, específicos de uma dada bactéria hospedeira e inócuos para qualquer outro organismo, não são tóxicos nem patogénicos para qualquer outro organismo vivo. Assim, a escolha apropriada do sistema bacteriófago/bactéria hospedeira não apresenta qualquer risco para a microflora do aquífero. Esta afinidade particular permite que sejam injectados diferentes bacteriófagos ao mesmo tempo, no mesmo aquífero. O seu impacto ambiental é praticamente nulo, dada a sua curta persistência. Estes organismos apresentam várias vantagens em relação aos traçadores fluorescentes, uma vez que podem ser utilizados em ensaios com injeção de traçador em vários pontos. A preferência por este tipo de traçadores baseia-se também no facto de possuírem melhores limites de detecção que os traçadores químicos. Salienta-se aqui também a capacidade de adaptação dos bacteriófagos a estudos de análise dos processos de transporte e de delimitação de barreiras de escoamento em aquíferos cársicos, fracturados e porosos. A utilização destes traçadores fornece informações chave para o estudo dos padrões de migração de partículas coloidais (Costa *et al.*, 2002, Rossi *et al.*, 1998, Rossi, 1994). Rossi (1994) acrescenta ainda que são necessários cerca de 10 a 20 litros de cultura de bacteriófagos para realizar um ensaio de traçador, volume este que pode ser facilmente transportado, até para locais menos acessíveis. Uma cultura deste tipo contém cerca de 10^{14} a 10^{15} fagos, o que corresponde a cerca de um grama de proteínas e poucos gramas de sais minerais e de outras substâncias orgânicas (por ex. aminoácidos). A sua influência sobre o aquífero é assim negligenciável, mesmo em situações de baixo caudal.

Quanto aos principais inconvenientes da utilização de bacteriófagos, Costa *et al.* (2002) apontam a sua forte interacção com o meio físico (não são conservativos), sendo a sua persistência e migração na água determinadas por processos de inactivação e adsorção. Rossi *et al.* (1998) referem que, embora em aquíferos cársicos a migração dos bacteriófagos e de outros traçadores fluorescentes (por ex. urânio) seja equivalente, em meios porosos estes organismos deslocam-se mais rapidamente, embora se verifique uma redução acentuada no seu número.

A correcta selecção do tipo de bacteriófago e bactéria hospedeira a usar num ensaio de traçador é fulcral para o seu sucesso. Costa *et al.* (2002) e Bricelj (2003) salientam que os bacteriófagos mais utilizados em estudos hidrogeológicos são de origem marinha, para evitar a existência da bactéria hospedeira nos aquíferos a traçar, ou então bacteriófagos que raramente existem na água. Além destes aspectos, Rossi (1994) considera que também as propriedades fisiológicas da bactéria hospedeira e as características físico-químicas dos bacteriófagos devem integrar o processo de selecção dos diversos sistemas bacteriófago/bactéria hospedeira a utilizar. Aqui destaca-se a taxa de multiplicação do sistema quando produzido em meio líquido, uma vez que permite obter uma

quantidade elevada de fagos e, desta forma, reduzir o volume de meio que é necessário preparar e injectar no aquífero. O autor refere que o processo de selecção deve iniciar-se com a escolha da bactéria hospedeira, que deve possuir as seguintes características biológicas:

- Deve ser de fácil cultivo, tanto em meio sólido como líquido. A selecção pode assim recair sobre as bactérias aeróbias, heterotróficas e mesofílicas, que crescem mais rapidamente em meio simples.
- Não deve existir em águas naturais (ambientes cársicos, porosos, linhas de água). Esta condição permite evitar concentrações de fundo, que podem interferir que os resultados do ensaio. Se a bactéria já existir no meio hídrico, os fagos da sua espécie estarão também presentes.
- A estirpe bacteriana deve ser não patogénica, pelo que se deve ter especial atenção ao utilizar, em ensaios de traçador, fagos do género *Salmonella*, *Shigella* ou outros enteropatogénicos. Estes organismos são muitas vezes seleccionados devido ao seu fácil cultivo, e pela grande resistência dos fagos destas espécies bacterianas.
- Não devem existir reacções cruzadas entre os fagos e as bactérias seleccionadas, que possam provocar a sua lise, tornando impossível a realização de ensaios de multi-traçador.

Rossi (1994) sublinha que o comportamento dos fagos é principalmente influenciado pela sua inactivação e adsorção, pelo que importa conhecer a influência dos parâmetros físicos (ex. temperatura, pH e agitação) e químicos (ex. concentração iónica, presença de proteínas, de areia, ou de partículas coloidais de argila) sobre os dois fenómenos. Na água, os bacteriófagos reagem muito rapidamente e em larga escala à presença de partículas coloidais, mesmo a baixas concentrações. Se, por um lado, agitação provoca a rápida inactivação dos vírus, o aumento da temperatura resulta no aumento da inactivação. O autor ressalva que partículas coloidais de argila, assim como as macromoléculas orgânicas protegem de forma eficaz os bacteriófagos da inactivação. Embora cada tipo de bacteriófago tenha uma reacção diferente à presença destes coloides minerais, é possível, a partir desta reacção, estimar qualitativamente o seu comportamento durante um ensaio de traçador. Por último, factores como a sua carga do bacteriófago, medida através do potencial Zeta, e a hidrofobia da sua cápsula condicionam também o seu comportamento em meio hídrico.

3.3 Principais conclusões de estudos neste domínio

Bricelj (2003) aponta que os bacteriófagos podem ser utilizados em diversos tipos de estudos, nomeadamente para a determinação da velocidade do escoamento subterrâneo, da diluição de água poluída e distribuição de água por entre fontes e sumidouros. Estes organismos são também bastante utilizados em estudos com vista à determinação da persistência e trajectória de organismos patogénicos (com características semelhantes) através da zona não saturada até ao aquífero. Esta secção apresenta os principais objectivos e conclusões de estudos realizados por vários autores neste domínio.

Bricelj (2003) recorreu ao bacteriófago P22H5 em associação com a bactéria hospedeira *Salmonella typhimurium*, que raramente se encontra presente na água, nos estudos desenvolvidos em ambiente cársico, realizados no planalto de Nanos, na Eslovénia. Os ensaios foram realizados em Outubro de 1993, Abril de 1994 e Agosto de 1995, o que corresponde, respectivamente, a três situações distintas de nível piezométrico: médio, elevado e baixo. O traçador foi injectado sensivelmente a 1 km da nascente de Hubelj, onde foram recolhidas as amostras de água para posterior análise.

No primeiro ensaio, que decorreu em Outubro 1993, os bacteriófagos foram injectados nos estratos permeáveis, ao invés de directamente na água, como é comum em ensaios deste tipo realizados em aquíferos cársicos. A injeção de bacteriófago foi contínua durante 3 minutos, e a concentração total de traçador injectado de 3×10^{15} PFU. A taxa de recuperação de traçador neste ensaio foi a mais elevada, quando em comparação com os outros dois ensaios também realizados pelo autor, embora uma parte do traçador tenha sido adsorvida pelas partículas do solo. A Fig. 29 ilustra a curva de restituição do bacteriófago P22H5 na nascente de Hubelj, onde é possível observar que o segundo pico de concentração do fago segue o súbito aumento da quantidade de água descarregada pela nascente.

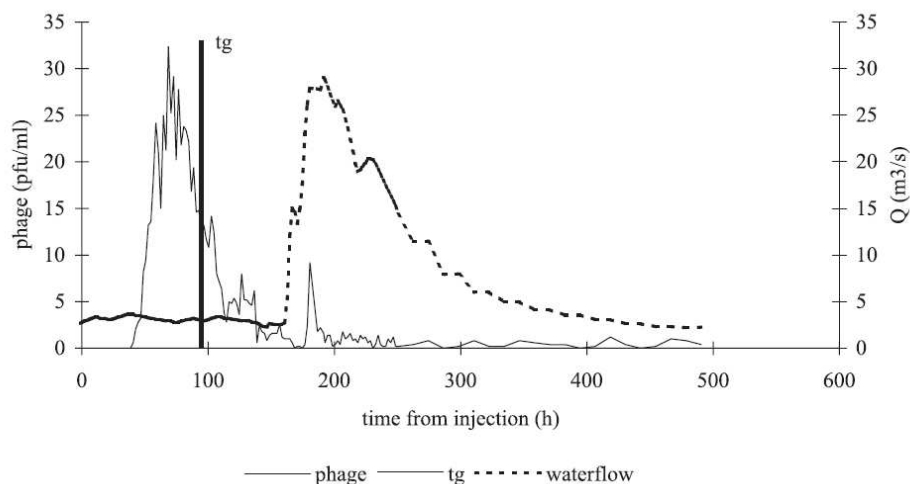


Fig. 29 – Curva de restituição do bacteriófago P22H5, na nascente de Hubelj.

Fonte: Bricelj (2003)

O segundo ensaio realizado por Bricelj (2003) decorreu após a neve ter derretido. Foram injectados 20 500 ml de solução de traçador, o que corresponde a uma concentração de $3,75 \times 10^{15}$ PFU de bacteriófagos. Neste ensaio a taxa de recuperação do traçador foi inferior à registada para o primeiro ensaio, resultado não só de um maior efeito de diluição, como também do fenómeno de dispersão que possivelmente ocorreu nos estratos saturados.

Anos mais tarde, Bricelj e Curk (2006) estudaram os processos de infiltração e migração de vírus perigosos para a saúde humana, como os enterovírus, na zona não saturada em aquíferos cársicos. À semelhança do ensaio apresentado em Bricelj (2003), o comportamento dos enterovírus foi modelado recorrendo ao sistema constituído pelo bacteriófago P22H5 em associação com a bactéria hospedeira *Salmonella typhimurium*. Esta associação é considerada pelos autores particularmente útil neste tipo de estudos em aquíferos, devido à semelhança entre o fago e os vírus entéricos, a nível da sua estrutura, dimensões e resistência à inactivação.

Os principais resultados obtidos pelos autores mostram que foi nos pontos de amostragem mais distantes do ponto de injeção que foram obtidas as concentrações de pico mais baixas de bacteriófagos. Em dois pontos de amostragem ainda foram detectados bacteriófagos em amostragens realizadas 324 e 347 dias, respectivamente, após a realização do ensaio de injeção. Nestes mesmos pontos foram ainda detectados fagos em amostragens realizadas 726 dias após a injeção. Após a injeção os bacteriófagos permanecem no sistema de fracturas (canais) e microfracturas da zona não saturada, e vão sendo lavados por eventos de precipitação subsequentes, mesmo até largos meses após a injeção. Os resultados obtidos nestes ensaios permitiram a Bricelj e Curk (2006) concluir que a

zona não saturada em rochas fracturadas e carsificadas desempenha um papel fundamental no retardamento e retenção dos poluentes. A lixiviação de poluentes para as partes mais profundas do aquífero cársico depende da taxa de saturação do solo e da zona não saturada (eventos de precipitação). Os ensaios de campo conduzidos pelos autores mostraram a existência de diferentes padrões de escoamento, que dependem da estrutura da rocha fracturada. A baixa taxa de recuperação é atribuída à dispersão do traçador em direcções que não foram amostradas, e o decaimento do traçador depende dos mecanismos de remoção, como a filtração, sedimentação e adsorção irreversível.

No último ensaio, correspondente ao período seco, foram injectados 20 600 ml de solução de traçador, o que corresponde a uma concentração de $6,6 \times 10^{15}$ PFU de bacteriófagos. Foi neste ensaio que se verificou a menor taxa de recuperação de traçador. Este estudo permitiu ao autor concluir que as taxas de recuperação de traçador mais elevadas ocorrem após a ocorrência períodos de precipitação prolongados, uma vez que nestas ocasiões os estratos se encontram saturados.

Rossi *et al.* (1998) realizaram uma série de ensaios de traçador num aquífero cársico na Suíça (cantão de Neuchâtel) utilizando bacteriófagos. Alguns destes ensaios foram conduzidos em conjunto com traçadores fluorescentes, de forma a permitir comparar o comportamento destes dois tipos de traçador. Foram injectados, em simultâneo com um traçador fluorescente convencional (sulfurodamina G extra no ensaio realizado em Nov. 1993; urânio no ensaio efectuado em Fev. 1995) e 10 litros de dois tipos diferentes de bacteriófagos: H6/1 e H40/1.

No ensaio que decorreu em 1993, os autores observaram uma grande semelhança entre as curvas de restituição dos bacteriófagos e da sulfurodamina G extra (Fig. 30). O tempo de percurso foi também bastante semelhante entre eles, situando-se próximo dos 21 dias para uma distância de 6,25 km entre o ponto de injeção e o ponto de descarga (nascente). A taxa de recuperação do fago H40/1 foi mais elevada que a do fago H6/1, e os autores atribuem esta discrepância a nível das concentrações recuperadas a reacções de adsorção com as superfícies minerais, como partículas coloidais de argila. A sulfurodamina G, por outro lado, não parece sofrer qualquer processo de adsorção.

Embora as curvas de restituição obtidas pelos mesmos autores no ensaio realizado em 1995 sejam semelhantes às obtidas em 1993 (Fig. 31), verifica-se neste ensaio uma menor variabilidade a nível das curvas dos bacteriófagos. O tempo de percurso, para a mesma distância, foi também menor e a taxa de recuperação do fago H40/1 foi comparável à obtida para o urânio.

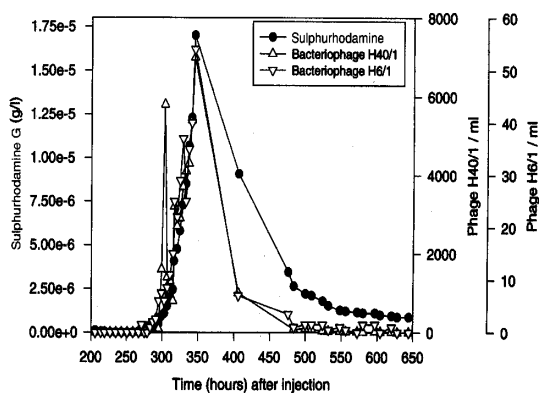


Fig. 30 – Curvas de restituição para os bacteriófagos e sulfurodamina G no ensaio realizado em Nov. de 1993

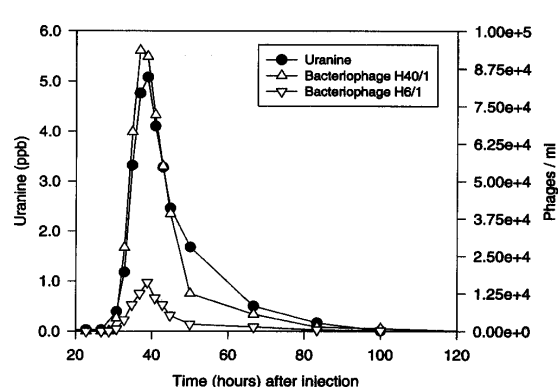


Fig. 31 – Curvas de restituição para os bacteriófagos e urânio no ensaio realizado em Fev. de 1995

Fonte: Rossi *et al.* (1998)

Os autores realizaram também ensaios de traçador num campo experimental localizado na planície aluvionar da região de Wiler Utzenforf, cantão de Berna. Nestes ensaios, foram utilizados dois tipos de traçador: urânio e o bacteriófago H40/1. Os autores concluem que, em meio poroso, a migração dos bacteriófagos foi mais rápida que a verificada para o urânio.

Corapcioglu *et al.* (2006) utilizaram os bacteriófagos MS-2 e PRD1 em ensaios de traçador com o objectivo de identificar o transporte de vírus no meio subterrâneo. Os ensaios, em aquífero constituído por areia e areia grossa, foram realizados no campo experimental localizado na Universidade do Texas, E.U.A. O transporte de vírus foi monitorizado através da monitorização dos bacteriófagos e de um outro traçador conservativo, o brometo. Os ensaios decorreram em condições naturais e de gradiente forçado.

As principais conclusões deste trabalho mostram que a concentração de pico do bacteriófago MS-2 no ensaio em condições de gradiente naturais foi 1% inferior à registada no ensaio de gradiente forçado. A curva de restituição deste bacteriófago permitiu aos autores concluir que este se move mais rapidamente, por transporte advectivo, que o brometo. O MS-2 foi também detectado mais cedo que o brometo. Os autores referem que a velocidade mais elevada do fago pode resultar das cargas eléctricas negativas das suas partículas e dos minerais de argila presentes no material heterogéneo do aquífero, que fazem com que o fago permaneça no centro dos caminhos preferenciais de escoamento, onde se verifica uma maior velocidade. O bacteriófago PRD1 não foi detectado em nenhum dos ensaios realizados pelos autores, o que leva à conclusão que este fago apresenta uma taxa de adsorção mais elevada que a do MS-2. Por fim, os autores ressaltam que estes resultados enfatizam a importância da heterogeneidade do aquífero e dos caminhos preferenciais de escoamento nos resultados das amostragens.

Costa *et al.* (2002) incidiram os seus estudos sobre o aquífero superior da península de Tróia, tendo por objectivo determinar as características hidráulicas do aquífero e eventuais impactes resultantes das actividades antrópicas sobre a qualidade da água do aquífero. Foram utilizados traçadores biológicos (fago H40/1) para a determinação de caminhos preferenciais de escoamento e avaliação da influência da maré na velocidade de fluxo. No âmbito deste trabalho os autores desenvolveram também um modelo numérico de escoamento, que permite não só estudar a hidrodinâmica do campo experimental como também auxiliar na obtenção de parâmetros médios para o aquífero poroso freático e estimar os recursos hídricos na península de Tróia, com modelos à escala da península. Para tal, foi montado um campo experimental constituído por um piezómetro de injeção do traçador, um piezómetro para medição contínua dos valores de nível, condutividade e temperatura e por seis piezómetros de observação/deteção colocados radialmente em relação ao piezómetro de injeção.

A selecção do traçador foi realizada com base em ensaios de viabilidade do sistema bacteriófago/bactéria hospedeira em água do aquífero, e de presença/ausência de qualquer os componentes dos sistemas no meio receptor. O bacteriófago H40/1 foi o traçador seleccionado, uma vez que para além dos resultados negativos obtidos nos ensaios de viabilidade, também não se registaram perdas de infectividade do bacteriófago, por contacto com as amostras de água, condição necessária à sua posterior deteção (Costa *et al.*, 2002). Foram assim produzidos 11 litros de uma suspensão de uma suspensão de partículas fágicas H40/1, com um título de 53×10^8 unidades formadoras de placas fágicas por mililitro.

Os autores apontam que a heterogeneidade do meio promove também a dispersão e a adsorção nas fracções mais finas do material constitutivo do aquífero. Este efeito foi melhor detectado nos piezómetros em que as taxas de recuperação foram muito inferiores às dos restantes. As condições de

não estacionaridade fazem com que a direcção do escoamento se altere ao longo do tempo, de tal modo que os dados sugerem mesmo o estabelecimento de trajectórias fechadas das quais os traçadores têm dificuldade de sair. Estas podem também justificar a diferença entre as taxas de recuperação e os tempos de chegada obtidos nos ensaios realizados. Os ensaios realizados permitiram identificar o sentido preferencial de escoamento em baixa-mar.

3.4 Ensaios de traçador realizados no sistema aquífero Querença-Silves

Reis *et al.* (2007) realizaram dois ensaios de traçador no aquífero Querença-Silves com o objectivo de aprofundar o conhecimento sobre o seu funcionamento hidráulico. Os ensaios, realizados perto da zona de descarga, permitiram determinar a velocidade de circulação da água subterrânea no sistema aquífero, assim como esclarecer algumas questões relativas à conexão hidráulica entre a zona de Vale da Vila e as nascentes de Estômbar, e a sua respectiva área de drenagem. Nestes ensaios foram utilizados bacteriófagos marinhos como traçadores.

A Fig. 32 mostra a localização dos pontos utilizados no ensaio de traçadores realizado por Reis *et al.* (2007). O furo 595/212, localizado em Avidos e Fontes foi utilizado como ponto de injeção. O furo 2D, explorado pela Águas do Algarve e três nascentes de Estombar, situadas a cotas distintas e com diferentes caudais de descarga, foram os pontos de amostragem. O furo de injeção encontra-se localizado sensivelmente a 14 km das nascentes de Estombar.

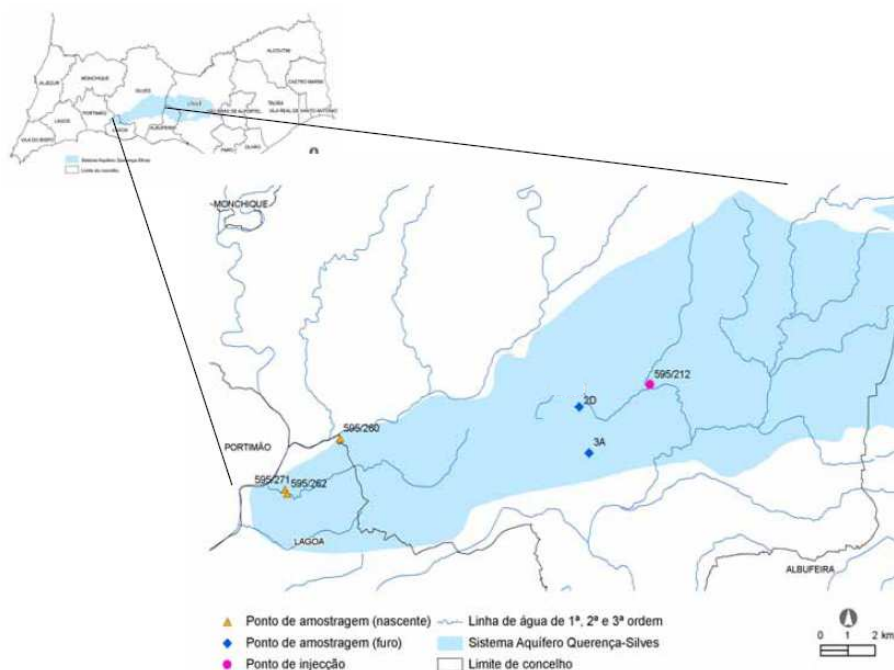


Fig. 32 – Localização dos pontos de injeção e amostragem utilizados no ensaio de traçadores realizado por Reis *et al.* (2007).

Fonte: Reis *et al.* (2007)

No primeiro ensaio realizado pelos autores, em Março de 2006, foram injectados no furo 595/212 12 L de produção de fago com um título de $5,4 \times 10^9$ partículas fágicas por ml, utilizando para tal uma mangueira de polietileno acoplada a uma bomba peristáltica. De seguida, foram introduzidos 9000 L de

água a partir de um autotanque dos bombeiros. Verificou-se que a profundidade ao nível da água no furo não se alterou após a injeção.

A amostragem no furo 2D teve início 59 horas após a injeção, enquanto que, nas nascentes iniciou-se a 123 h, 143 h e 168 h após a injeção. Apenas na nascente 595/271, com maior caudal e localizada à cota mais baixa, se detectou traçador ao fim de 11,03 dias. Os autores calculam uma velocidade de fluxo de cerca de 1,26 km/d. A restituição máxima ocorreu 15,01 dias após a injeção.

Considerando as velocidades calculadas no primeiro ensaio, os autores ressaltam que o traçador deveria ter chegado ao furo 2D antes da recolha de amostras de água ter sido efectuada. Com o objectivo de validar esta hipótese, foi realizado um novo ensaio de curta duração. À semelhança do ensaio anterior, também o furo 595/212 foi utilizado como ponto de injeção. Para além do furo 2D, foi também considerado como ponto de amostragem o furo 3A, explorado pela Águas do Algarve. As amostragens iniciaram-se de imediato e foram efectuadas durante 94h, com recolha horária. Porém, neste segundo ensaio não foi detectado traçador em qualquer ponto de amostragem (Reis *et al.*, 2007).

Os resultados obtidos pelos autores apontam para a existência de vários níveis aquíferos com um funcionamento independente. Reis *et al.* (2007) concluem que a grande velocidade de circulação e os elevados caudais dos furos e da nascente indica que a água deve circular essencialmente por condutas cársicas, que não têm ligação entre si, pelo que a nascente com resultados positivos não deve ligação nem com as restantes nascentes nem com os furos localizados em Vale da Vila.

3.5 Ensaio de traçador realizados no sistema aquífero da Campina de Faro

Em Maio de 2007 realizou-se nas bacias do Rio Seco, uma estrutura do caso português do projecto GABARDINE, um ensaio de recarga com traçador salino (*cf.* Fig. 33) de forma a analisar o fluxo da água no sistema aquífero. Para tal, recorreu-se ao método da resistividade eléctrica, as imagens resultantes desse ensaio encontram-se em anexo (ANEXO III).



Fig. 33 – Imagem do ensaio com traçador salino realizado numa bacia no leito do Rio Seco, Algarve. Ensaio desenvolvido no âmbito do projecto GABARDINE.

Fonte: Lobo Ferreira (2008)

Para além das imagens obtidas pelo método da resistividade eléctrica foi, igualmente, possível obter a curva de chegada do traçador a um piezómetro de referência. O gráfico obtido, e presente na

Fig. 34, permite analisar o comportamento do nível piezométrico e da condutividade eléctrica ao longo do período de tempo do ensaio de traçador.

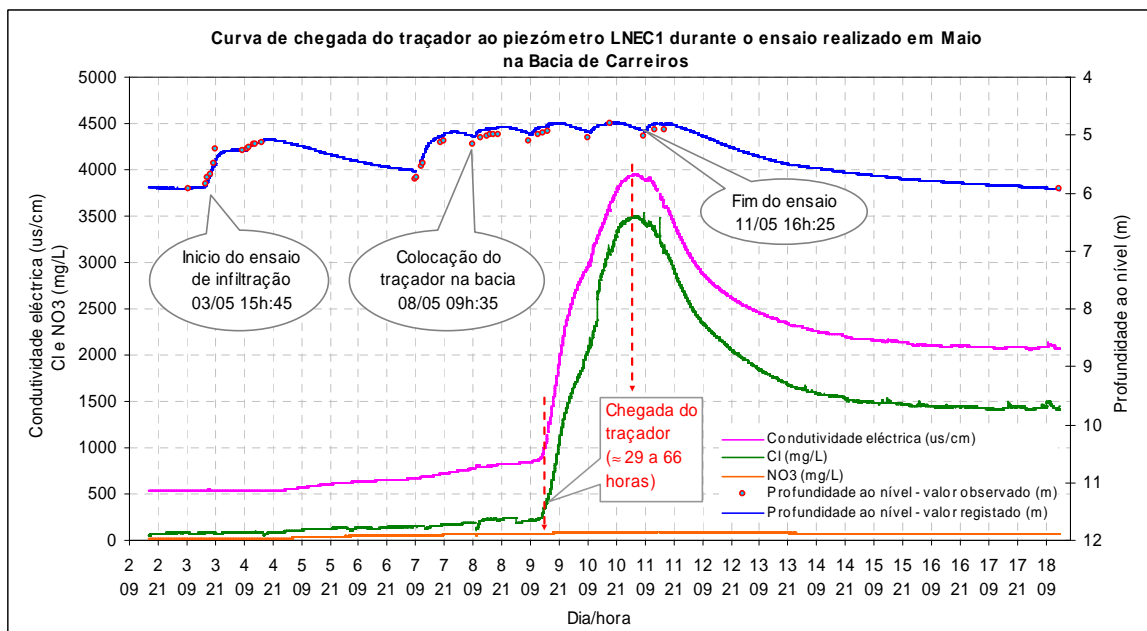


Fig. 34 – Gráfico do ensaio de traçador na Campina de Faro. Obtido no âmbito do projecto GABARDINE.

Fonte: Lobo Ferreira (2008)

4 Modelação das alterações climáticas à escala regional/Recarga de aquíferos em cenários de alterações climáticas – as contribuições dos projectos GABARDINE e CLIMWAT

4.1 Modelação climática/downscaling

No Projecto GABARDINE foram estabelecidos cenários de evolução das variáveis climáticas à escala local – precipitação e temperatura – para cenários de alteração climática, através de diversos processos de downscaling dos modelos climáticos globais (GCMs). O downscaling foi a técnica utilizada para ultrapassar os vazios de informação entre os resultados dos modelos climáticos globais e a descrição dos parâmetros climáticos – no caso precipitação e temperatura – à escala local. Esta geração de séries de precipitação e temperatura por processos de downscaling dos modelos climáticos globais destinou-se à sua utilização num modelo de balanço hídrico – o HYDROBUDGET, desenvolvido no âmbito desse projecto – que simula quatro tipos de reservatórios de água: 1) aquíferos, 2) lagos, 3) rios, e 4) águas residuais. Deste modo, diferentes séries de precipitação e temperatura, regionalizadas para a escala local pelos processos de downscaling, para diferentes cenários de alterações climáticas, permitirem, com recurso ao HYDROBUDGET, traçar a evolução destes diferentes reservatórios de água para as diferentes condições climáticas dos cenários considerados.

Para Portugal a estação usada para o downscaling foi São Brás de Alportel. A *Aristotle University of Thessaloniki* (AUTH), utilizou os dados NCEP/NCAR para os parâmetros meteorológicos relevantes no downscaling da precipitação e temperatura, a uma resolução espacial de 2,5 ° x 2,5 °. Para a obtenção downscaled dos parâmetros precipitação e temperatura para o período de cenário – 2070 a 2100 – usaram-se, uma vez calibrado e validado o processo de downscaling, os dados diários, mensais e sazonais do HadAMP3 Global Climate Model (GCM) com uma resolução horizontal de 2,5 ° x 2,5 ° (cerca de 250 km). Os períodos de calibração foram: 1958-1978 e 1994-2000. O período de 1979-1993 foi escolhido para período de validação.

As metodologias de downscaling foram de dois tipos (Maheras *et al.*, 2009):

1. Downscaling estatístico – efectuado por dois métodos diferentes:
 - a. Regressão linear múltipla a partir dos Tipos de Circulação (MLRct) – desenvolvida sobre uma classificação prévia dos tipos de circulação atmosférica que reproduzem os parâmetros climáticos a simular. Foram considerados 12 tipos de circulação (5 anticiclónicos e 7 ciclónicos; *cf.* Fig. 35) dado serem os que reproduzem as características climáticas do Mediterrâneo (Anagnostopoulou *et al.*, 2009). Após a obtenção dos calendários diários dos tipos de circulação e o cálculo das suas frequências para o período de validação, aplicou-se o modelo de regressão linear múltipla adequado à região para simular os valores de temperatura e precipitação às escalas sazonais, mensais e diárias.
 - b. Artificial Neural Networks (ANN) – foi usada uma rede neural de tipo feed-forward e o seu processo de aprendizagem baseia-se na metodologia da propagação inversa (Fahlman, 1988). O modelo é treinado em diferentes condições climáticas. Após a aplicação do modelo num período de controlo, usando como dados de entrada os resultados dos modelos climáticos globais (GCMs), o modelo é usado para desenvolver cenários futuros, downscaled. Os passos intermédios desta metodologia apresentam-se na Fig. 36.
2. Downscaling dinâmico – aplicou-se o downscaling dinâmico para obter informação climática futura regional usando modelos climáticos regionais (RCMs), criados pelos projectos europeus Prudence (<http://prudence.dmi.dk>) e ENSEMBLES (<http://ensembles-eu.org>). A resolução

espaial horizontal do modelo climático regional Prudence era de 50 km e extraíram-se deste modelo os dados os relativos aos três pontos da rede mais próximos da estação da área de estudo. As variáveis usadas na análise foram: precipitação diária, temperaturas máximas e mínimas diárias, vários índices de extremos climáticos relacionados com a precipitação e a temperatura. O período de controlo foi 1961-1990 e o período de cenário foi 2071-2100, usando-se os dois cenários SRES A2 e B2. Calcularam-se as diferenças entre os dados do modelo e os dados de observação para o período de controlo assim como as diferenças entre os dados do período de controlo e os dos períodos de cenário para identificar eventuais alterações futuras da temperatura e precipitação. A resolução espacial horizontal do modelo climático regional ENSEMBLES é de 25 km, e neste caso o downscaling usou os quatro pontos da rede mais próximos da estação da área de estudo, assim como a sua média. Na Fig. 37 apresenta-se a área dos modelos climáticos regionais utilizados no downscaling para as áreas de estudo do projecto GABARDINE.

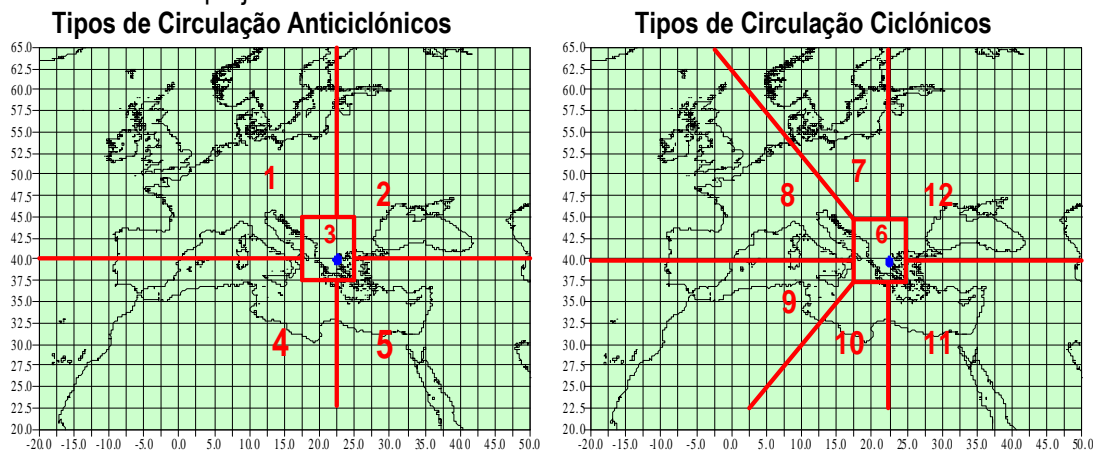


Fig. 35 – Tipos de circulação atmosférica descritora das condições climáticas para a bacia do Mediterrâneo.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

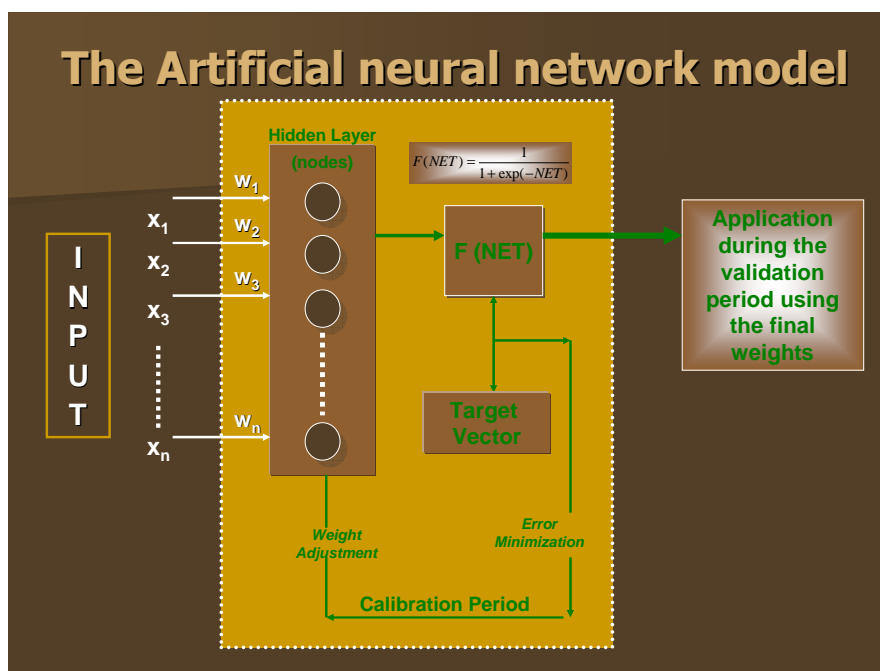


Fig. 36 – Estrutura do modelo de rede neural artificial (ANN).

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

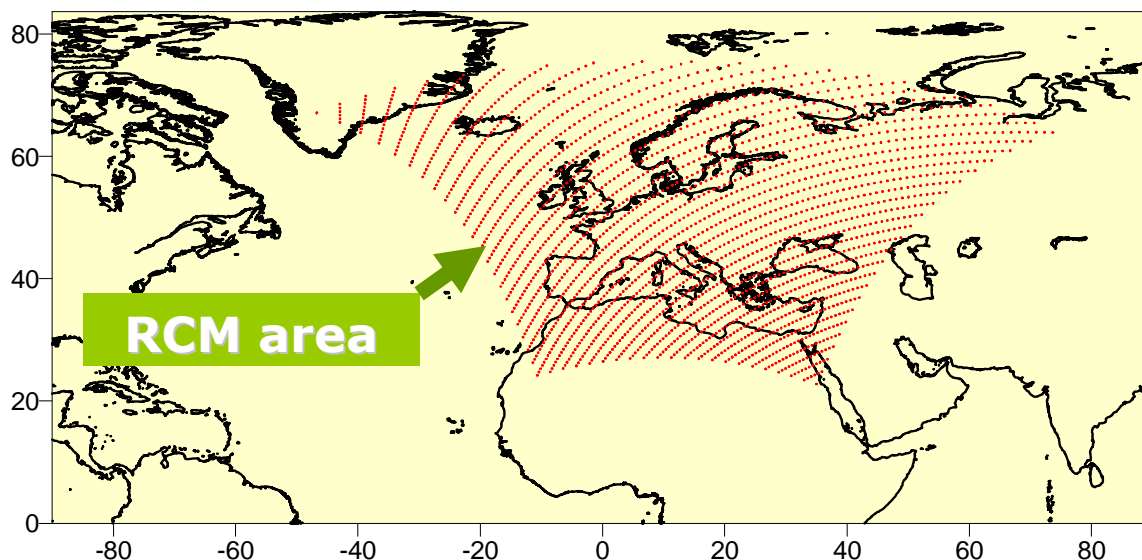


Fig. 37 – Áreas dos modelos climáticos regionais usadas para o downscaling das áreas de estudo.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

Do conjunto de séries de precipitação e temperatura às escalas temporais diárias, mensais e sazonais, obtido por downscaling, a análise das séries de precipitação (segundo diferentes processos de downscaling) mostrou que:

1. Downscaling estatístico

- a. Regressão linear múltipla, a partir dos Tipos de Circulação (MLRct) – o modelo de simulação produz resultados relativamente bons para a maioria dos meses, quanto aos coeficientes de correlação para ambos os critérios de validação – correlações mais elevadas e diferenças menores – embora Abril e Setembro tenham coeficientes de correlação negativos (*cf.* lado esquerdo da Fig. 38) com Abril a apresentar as correlações mais negativas. As diferenças entre as séries observadas e simuladas são no geral baixas, mostrando que o modelo fornece resultados satisfatórios para todos os meses, com a exceção de Novembro, dado o modelo subestimar a precipitação deste mês. A simulação da precipitação tem os melhores resultados para os meses de Julho, Agosto, Setembro e Outubro. De Dezembro a Junho, o modelo tende a sobrestimar as precipitações. A comparação entre os valores obtidos por downscaling e os observados para o período de validação (1960-1990), mostram haver entre Maio e Setembro, e no mês de Janeiro, diferenças muito baixas (gráfico da esquerda, Fig. 39), e nulas no mês de Julho. Pode assim concluir-se que o processo de downscaling reproduz bem a precipitações no período seco mas tem falhas significativas no período húmido. A comparação entre os valores downscaled para o período de cenários (2070-2100) com os valores downscaled e com os valores observados para o período de validação (gráfico da direita, Fig. 39), mostra um comportamento similar, com os menores desvios a ocorrerem no período seco – entre Abril e Setembro – enquanto para os outros meses, em especial Outubro e Novembro apresentam elevadas diferenças negativas.

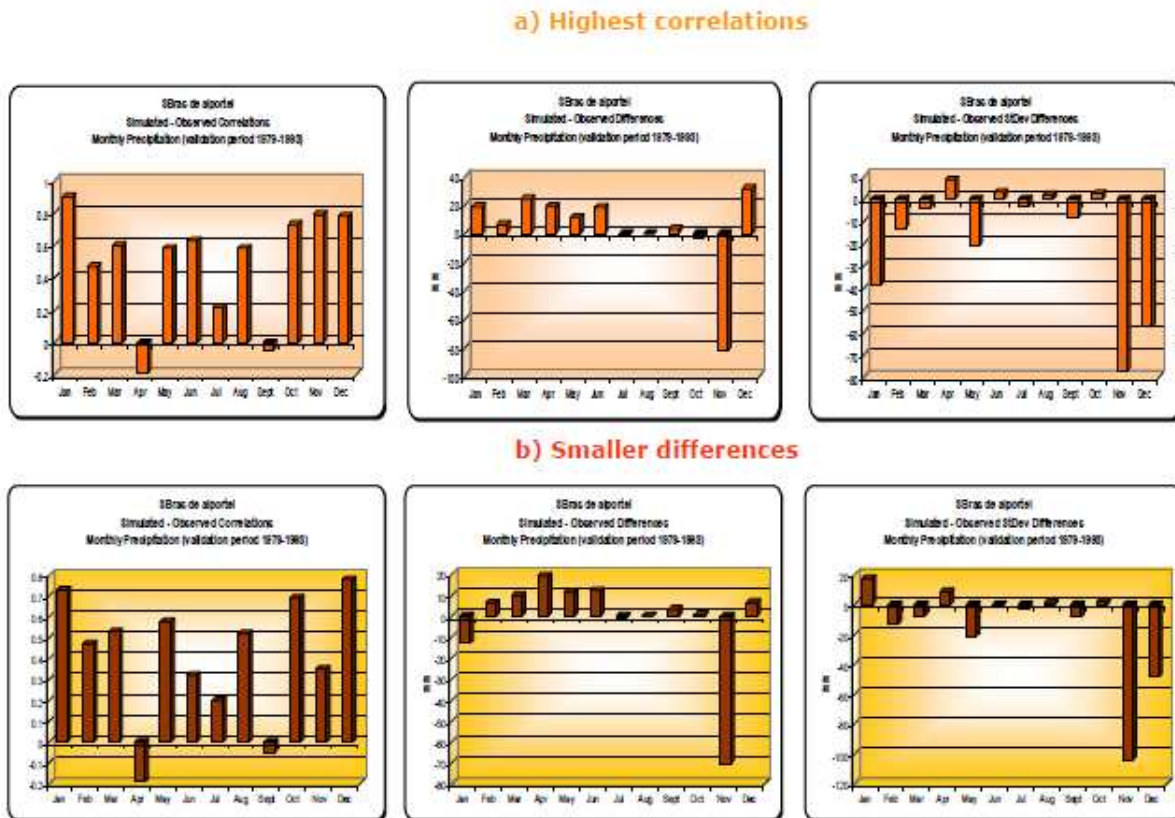


Fig. 38 – Resultados do downscaling para a precipitação, pelo Método de Regressão Linear Múltipla, nos períodos de validação do método.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

Ou seja, é de admitir que este processo de downscaling simule por defeito séries futuras de precipitação para os meses de Outubro e Novembro e por excesso para os restantes meses do período húmido, mas tenha um bom desempenho a simular os valores de precipitação nos meses secos/quentes. Em alternativa pode sugerir uma tendência de redução acentuada da precipitação nestes dois meses de Outono, uma variação pouco significativa nos meses secos e um aumento da precipitação nos meses de Inverno.

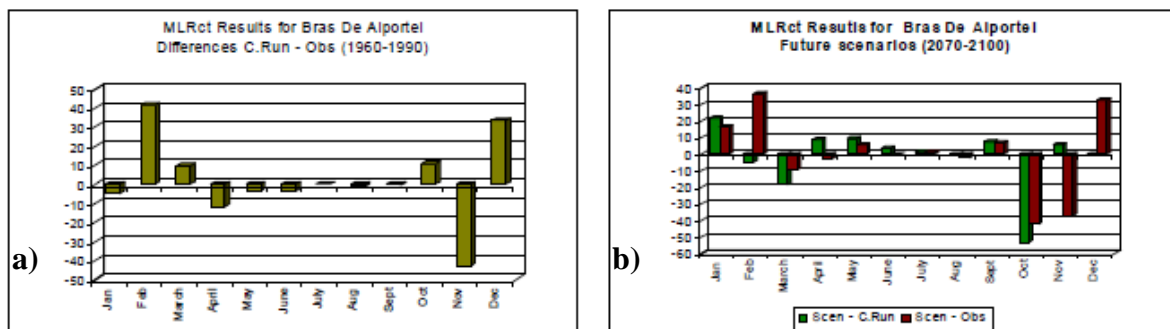


Fig. 39 – Resultados do downscaling para a precipitação, pelo Método de Regressão Linear Múltipla, para o período de cenários de alteração climática. a) Comparação para o período de validação entre precipitação downscaled e observada. b) Comparação para o período de cenários entre precipitação downscaled para cenário de alteração climática e precipitação downscaled e observada no período de validação.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

- b. Artificial Neural Networks (ANN) – as comparações entre os valores downscaled de precipitação para o período de controlo, os dados observados na estação meteorológica e os obtidos por downscaling para os cenários de emissões A2 e B2, mostram que (Quadro 10): para os meses de Inverno (Janeiro e Dezembro) o modelo calcula uma diminuição da precipitação mensal. A magnitude desta alteração difere entre os dois cenários e também quando se compara com os dados observados em vez de com os valores da simulação de controlo. No Outono, contudo, o modelo HadAM3P prevê o aumento da precipitação mensal, em especial durante Outubro e Novembro. Para os meses Abril e Setembro as tendências de alteração futura da precipitação, embora de pequena magnitude, são opostas para os dois cenários de emissões, ou seja, para o cenário A2 ocorrerá uma diminuição para Abril e um aumento para Setembro, ao passo que para o cenário B2 a evolução será a oposta.

Quadro 10 – Estimativas de alterações futuras nas precipitações a partir dos resultados downscaled para os cenários de emissões A2 e B2 para São Brás de Alportel.

	Jan	Feb	March	April
Control Run - Obs	-55.4	-64.1	-13.3	-11.9
Scen1 - Control run	-4.6	38	13.1	-1
Scen1-Obs	-60	-26.1	-0.2	-12.9
Scen4 - Control run	-8.3	24.8	23.9	0.9
Scen4 - Obs	-63.7	-39.3	10.6	-11

	Sept	Oct	Nov	Dec
Control Run - Obs	0.4	19.1	10.4	8.9
Scen1 - Control run	0.2	5.5	7	-46.4
Scen1-Obs	0.6	24.6	17.4	-37.5
Scen4 - Control run	-3.5	11.5	17.5	-52.4
Scen4 - Obs	-3.1	30.6	27.9	-43.5

*os meses que não estão representados são caracterizados por uma quase total ausência de precipitação.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

Maheras *et al.* (2009) fazem notar que existe uma desvantagem geral nos modelos de downscaling estatístico, que é o de não reproduzirem a variabilidade natural das séries temporais de precipitação.

- Downscaling dinâmico – a análise dos resultados envolveu a comparação entre: 1º - as diferenças entre os resultados do modelo climático regional do projecto ENSEMBLES e os dados observados para o período de controlo e 2º - as diferenças entre os resultados do modelo climático regional para os dois períodos de cenário – considerando apenas o cenário de emissões A2 – e os valores observados no período de controlo, com vista a estabelecer tendências de evolução da precipitação mensal. Os resultados mostram que o modelo não apresenta um bom desempenho na simulação das precipitações para a estação de São Brás de Alportel (Fig. 40a), registando-se grandes subestimações da precipitação em quase todos os meses (só Março tem sobrestimação da precipitação), sendo as maiores subestimações referentes a Dezembro (80 mm) e Fevereiro (60 mm). Para os cenários de alteração climática o modelo prevê uma redução da precipitação para os meados e finais do século XXI, particularmente para os meses de Outubro, Novembro e Janeiro (Fig. 40b e c). Assim, para o

1º período de simulação (2021-2050; Fig. 40b) o modelo projecta reduções da precipitação em praticamente todos os meses, com os máximos decréscimos em Janeiro (quase 40 mm) e Outubro (cerca de 20 mm), havendo aumentos de precipitação nos meses de Fevereiro e Dezembro, e leve aumento no mês de Agosto. Para o 2º período de simulação (2071-2100; Fig. 40c) evolução similar à projectada para os meados do século XXI, há uma evolução similar ao 1º período de simulação, com aumentos de precipitação nos meses de Fevereiro e Dezembro e um leve aumento em Agosto e os decréscimos a serem mais acentuados nos restantes meses (em Janeiro estes decréscimos podem ir até 60 mm).

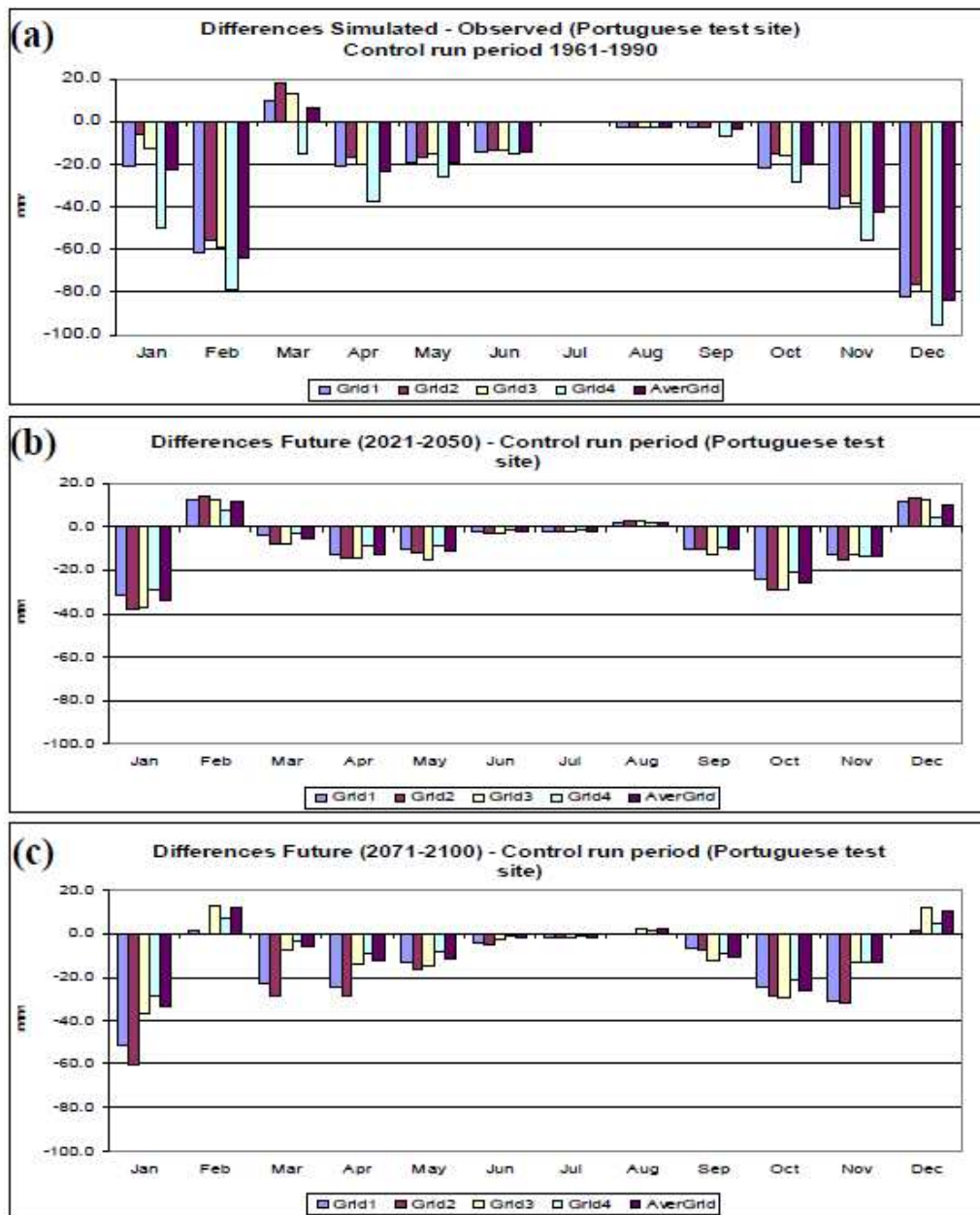


Fig. 40 – Resultados das simulações de precipitação por downscaling dinâmico para o cenário de emissões A2, para São Brás de Alportel. a) Diferenças entre os valores de precipitação simulados e observados para o período de controlo. b) Diferenças de precipitação simulada para o período 2021-2050 e a observada no período de controlo. c) Diferenças de precipitação simulada para o período 2071-2100 e a observada no período de controlo.

Fonte: Maheras *et al.* (2009)

Refira-se que, de acordo com o modelo climático regional KNMI também usado por Maheras *et al.* (2009) no projecto GABARDINE, a precipitação média para São Brás de Alportel no período de 1959-2000 é de 621,1 mm/ano, o que é uma subestimação de 277,3 mm do valor observado, o qual é 898,5 mm/ano. As projecções deste modelo climático regional para a precipitação média no período de 1950-2100 são de 539,3 mm/ano. Se se considerar que este modelo tende a prever as precipitações por subestimação, então dever-se-á considerar este último valor como inferior ao valor expectável para o período de 1950-2100.

Maheras *et al.* (2009), ainda no âmbito do projecto GABARDINE, disponibilizaram ferramentas para: 1) downscaling estatístico pelo método do Artificial Neural Network e aplicação do modelo aos dados de um modelo climático global, 2) cálculo de índices de eventos extremos, 3) classificação de tipos de circulação atmosférica e classificação climática.

Kutiel *et al.* (2009a) realizam uma abordagem diferente ao problema das séries de dados de precipitação em diferentes cenários de alterações climáticas, a qual foi o desenvolvimento de um modelo de geração de séries temporais sintéticas de precipitação (TSG). Os diferentes aspectos deste Gerador de Séries Temporais, incluindo as instruções para a sua utilização são apresentados em Kutiel *et al.* (2009a). As séries de precipitação podem ser diárias ou mensais e são geradas a partir de: 1) dados actuais de precipitação que tanto podem ser séries diárias ou mensais e 2) condições atribuídas pelo utilizador, onde é possível definir as condições dos cenários climáticos futuros. Para usar o Gerador de Séries Temporais (TSG) é necessário possuir longas séries de precipitação e uma estimativa dum cenário expectável de precipitação. As condições definidas pelo utilizador para definir as séries de precipitação a criar pelo Gerador de Séries Temporais (e que correspondem à precipitação dos cenários que se pretendem estudar) são:

- ◆ Alterações nos totais da precipitação anual (condições mais secas ou mais húmidas).
- ◆ Alterações na calendarização/timing da precipitação durante a época húmida (ocorrências mais precoces ou mais tardias).
- ◆ Alterações na incerteza (distribuições de médias e eventos extremos).

As alterações na precipitação e temperatura para o Algarve Central foram também determinadas por Ribeiro e Stigter (2009), por Stigter *et al.* (2010a) e por Stigter *et al.* (2010b), no âmbito do projecto CLIMWAT, usando as projecções dos modelos regionais desenvolvidos pelos projectos PRUDENCE e ENSEMBLES, para o cenário de emissões SRES A2 e período de projecção 2071-2100. Os resultados obtidos estão expressos nas Fig. 41 e Fig. 42. De acordo com estes autores há uma tendência de subida das temperaturas em todos os meses do ano e uma diminuição significativa da precipitação. Alguns modelos apontam para reduções de precipitação da ordem quase dos 50% (Fig. 42).

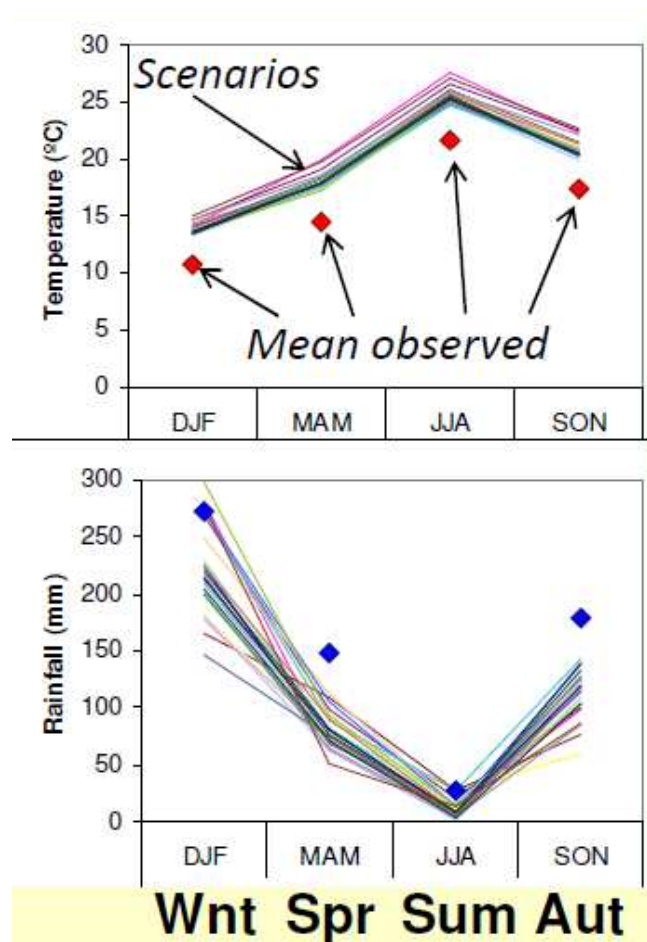


Fig. 41 – Projeções das evoluções das temperaturas e precipitações em cenários de alteração climática.

Fonte: Stigter *et al.* (2010a)

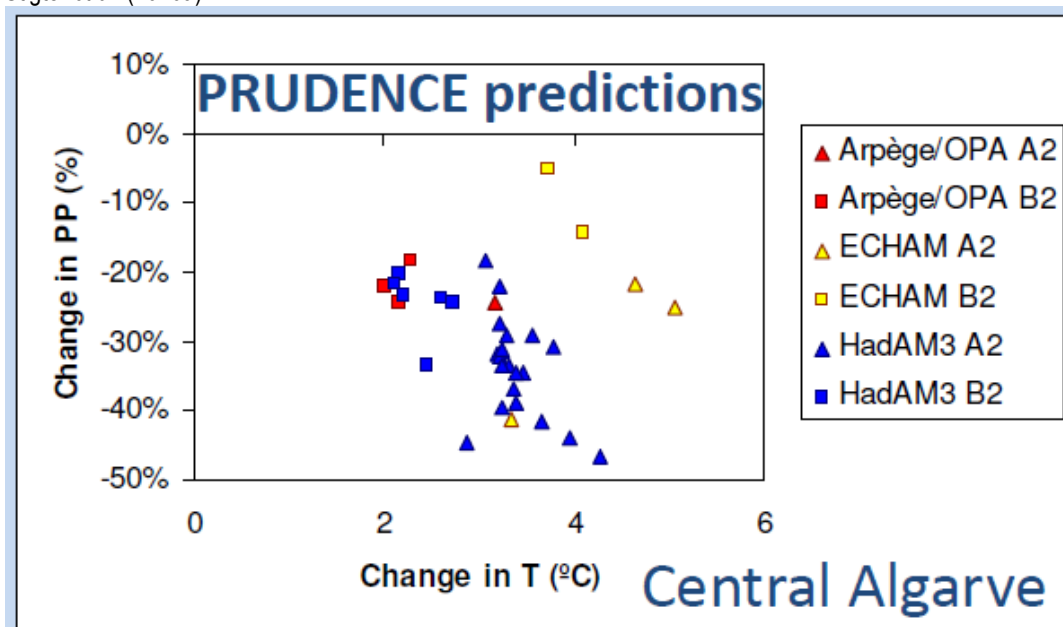


Fig. 42 – Variação percentual da precipitação e da temperatura em cenários de alteração climática.

Fonte: Stigter *et al.* (2010b)

4.2 Modelação da Incerteza da Precipitação

Para as zonas de Lagos e Picota foi realizada uma caracterização da precipitação, definindo-se o Regime de Precipitação Mais Espectável (MERR) e a Incerteza dos Regimes de Precipitação (RRU). Este estudo foi realizado por Kutiel *et al.* (2006) e Kutiel *et al.* (2009b), no âmbito do Projecto GABARDINE.

Assim, a descrição do regime de precipitação anual incluiu os parâmetros (Kutiel *et al.*, 2006):

- ◆ TOTAL = Precipitação total acumulada para todos os eventos de precipitação de uma duração (em dias) específica.
- ◆ Mediana de TOTAL – que para Lagos foi de 544,4 mm.
- ◆ SAR = Precipitação acumulada diária para cada dia do calendário juliano, um limiar mínimo de precipitação e diferentes probabilidades.
- ◆ SAP = Percentagem acumulada diária para cada dia do calendário juliano, um limiar mínimo de precipitação e diferentes probabilidades.

O SAR diário calculado por Kutiel *et al.* (2006) para Lagos é apresentado na Fig. 43a) e o SAP é apresentado na Fig. 43b).

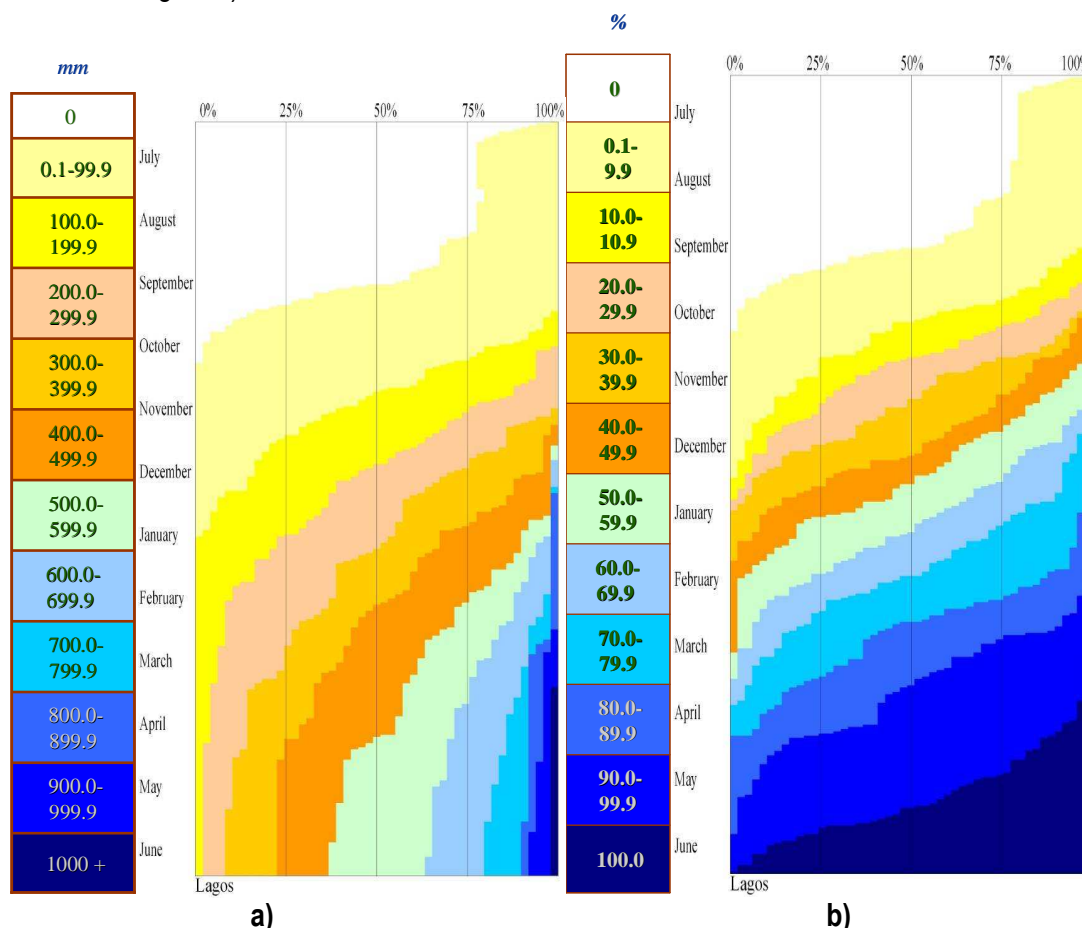


Fig. 43 – SAR e SAP para a estação de Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

Estes autores descreveram também a distribuição temporal da precipitação através dos parâmetros: Extensão da Época de Precipitação ou RSL (em dias) que corresponde ao intervalo de tempo desde a data em que se atinge 10% da precipitação total anual e 90% desta mesma

precipitação acumulada; Mediana da Data de Percentagem Acumulada ou DAP (em dias desde 1 de Julho) de precipitação anual. Também definiram a distribuição dos eventos de precipitação, através dos parâmetros: Número de Eventos de Precipitação de Duração Específica ou NRS, Contribuição Relativa dos Eventos de Precipitação de Duração Específica ou RC e Volume de Precipitação por Evento de Precipitação ou RSY, que corresponde à precipitação média acumulada de todos os eventos de precipitação de uma duração específica. As Fig. 44, Fig. 45, Fig. 46 apresentam os resultados obtidos por Kutiel *et al.* (2006) para Lagos, tendo concluído que, para esta estação, as Contribuições Relativas (NRS) dos eventos de dois dias de duração, ou mesmo de três dias de duração, eram superiores às dos eventos de um dia de duração.

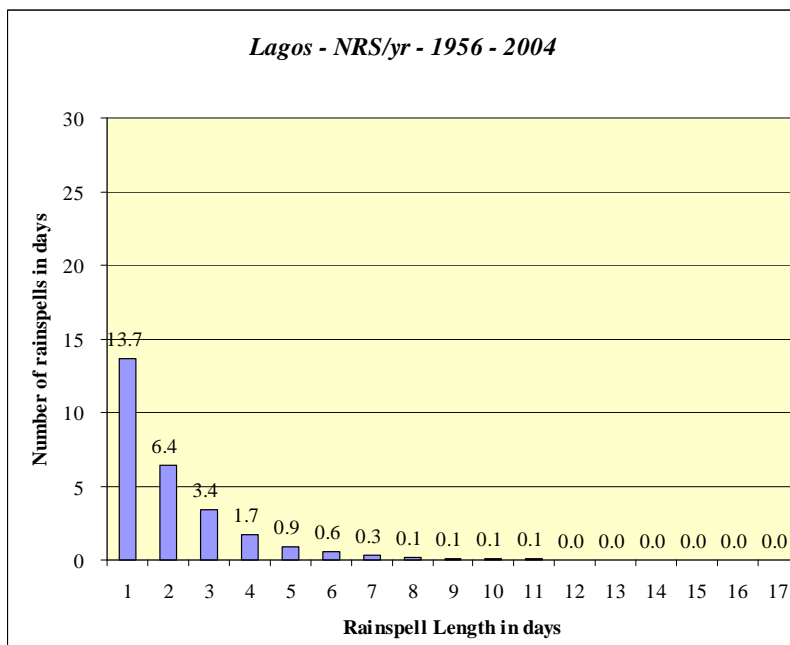


Fig. 44 – Valores de NRS para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

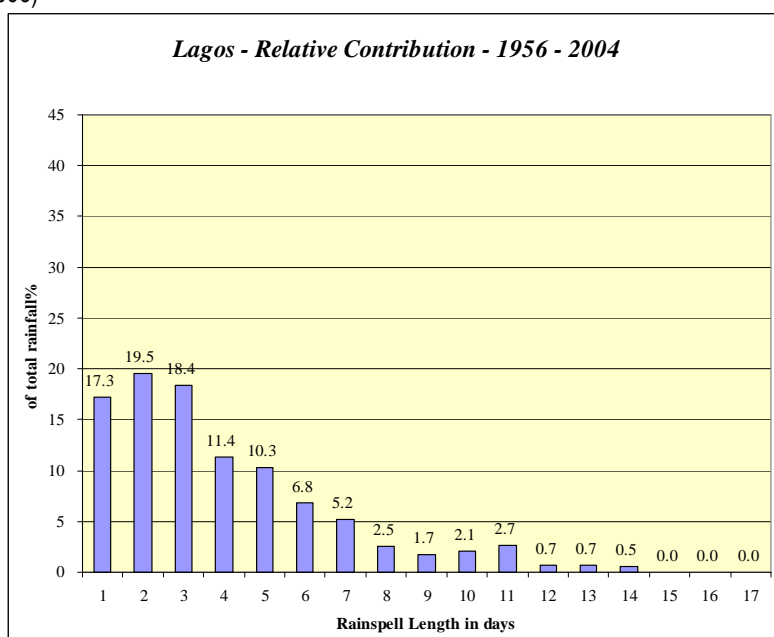


Fig. 45 – Valores de RC para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

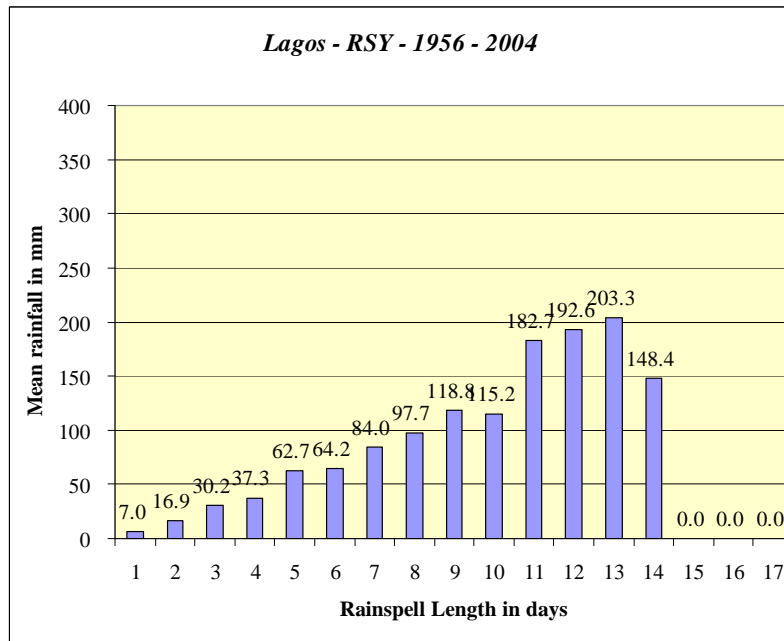


Fig. 46 – Valores de RSY para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

Ao analisarem os períodos de seca, e a distribuição dos períodos de seca (DSD), ou seja, o tempo que decorreu desde o último evento de precipitação, para um determinado limiar de precipitação e diferentes probabilidades, verificaram que para Lagos o evento de seca mais longo tinha 179 dias e o valor mediano é de 90 dias. A distribuição dos eventos de seca é apresentada na Fig. 47.

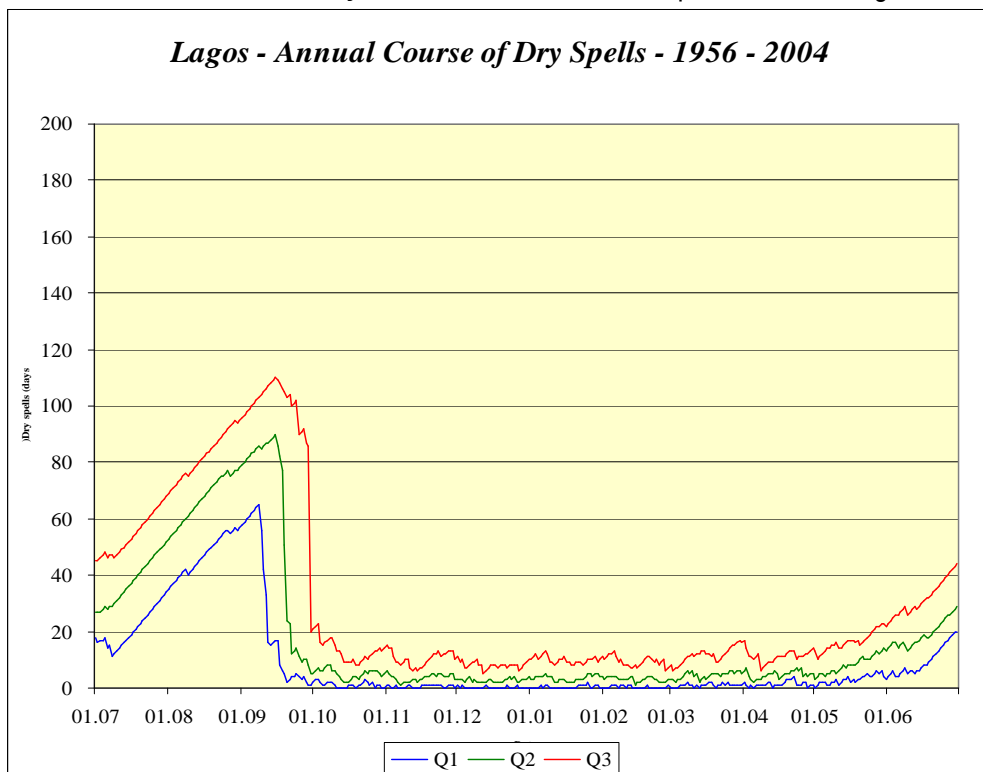


Fig. 47 – Distribuição dos períodos de seca para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

As alterações à extensão da época de precipitação (RSL) para o período de 1959 a 2004, para Lagos, são apresentadas na Fig. 48.

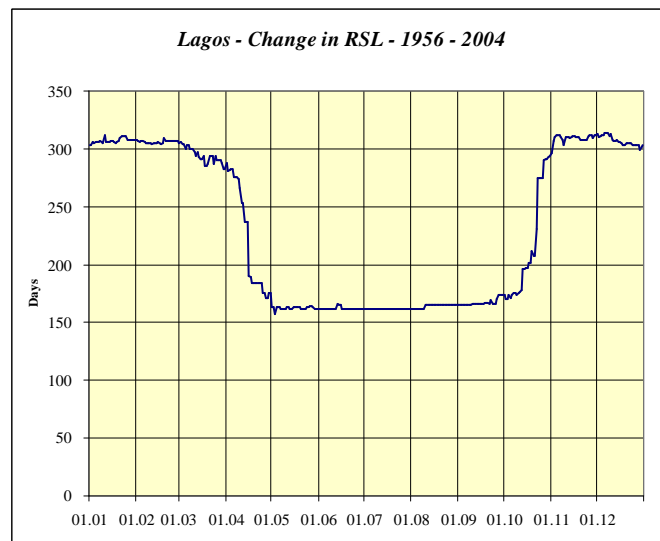


Fig. 48 – Alterações à Extensão da Época de Precipitação em Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2006)

Kutiel *et al.* (2009b) definiram e analisaram os Regimes de Precipitação mais Expectáveis (MERR) e calcularam as Incertezas dos Regimes de Precipitação (RRU). Na análise dos MERR encontraram tendências significativas nas séries temporais que, em Lagos, se traduzem por um decréscimo linear do Número de Eventos de Precipitação de Duração Específica ou NRS desde 1956 (Fig. 49) para um limiar de precipitação de 1,0 mm. A análise da Incerteza dos Regimes de Precipitação não obteve resultados significativos quanto às tendências de evolução da incerteza dos diferentes parâmetros de caracterização dos regimes de precipitação.

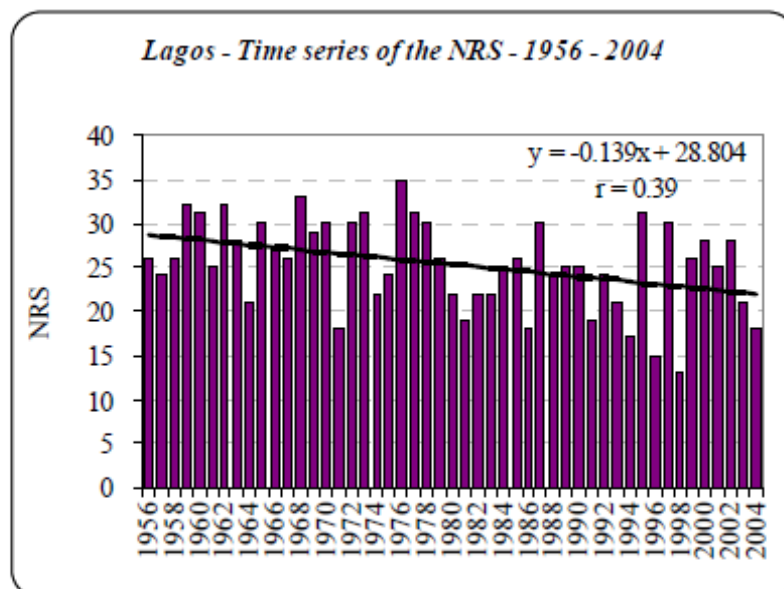


Fig. 49 – Tendência de Evolução Temporal do Número de Eventos de Precipitação para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2009b)

A Análise de Clusters realizada por Kutiel *et al.* (2009b) em Lagos, para os parâmetros RSL, DAP e TOTAL, com vista a identificar as ocorrências anuais de acumulações de precipitação, considerando a quantidade, altura de ocorrência e extensão de cada cluster, deu os seguintes resultados apresentados na Fig. 50.

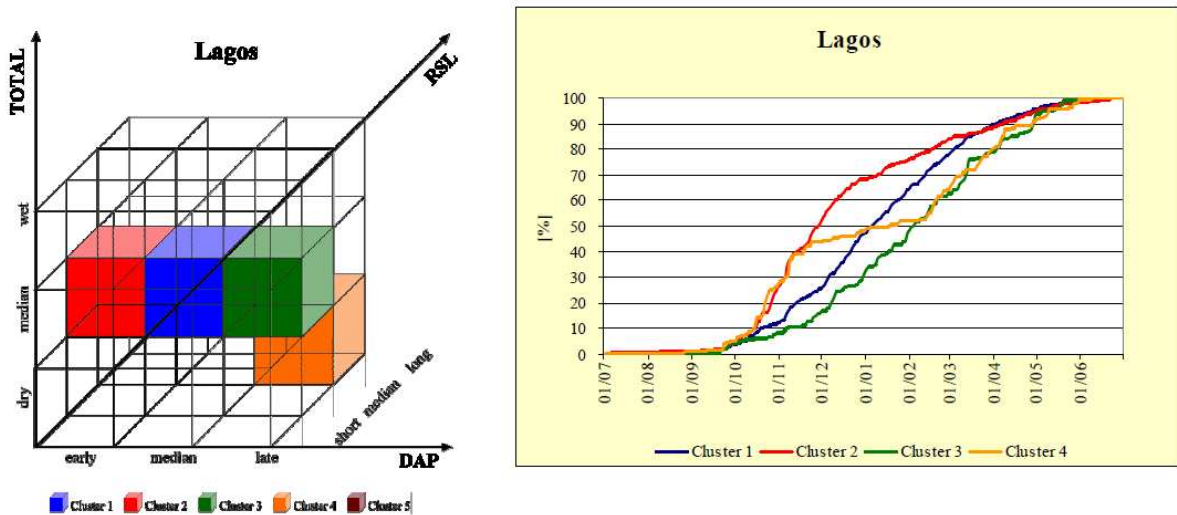


Fig. 50 – Análise de Clusters para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2009b)

Assim, o Cluster 1 (azul) que representa a mediana de todos os parâmetros tem a maior probabilidade de ocorrência de 1 vez a cada 2 anos. O Cluster 2 (vermelho) que representa uma mediana do parâmetro TOTAL, uma extensão mediana da extensão da época de precipitação (RSL) e uma DAP precoce tem probabilidade de ocorrência de 1 vez em cada 5 anos. O Cluster 3 (verde) que representa uma mediana de TOTAL. Médio RSL e uma DAP tardia tem probabilidade de ocorrência de 1 vez em cada 10 anos. O Cluster 4 (laranja), que representa um TOTAL de ano seco, logo RSL e DAP tardia tem probabilidade de ocorrência de 1 vez em cada 12 anos. Uma vez em cada 8 anos o regime de precipitação não corresponde a nenhum destes clusters. De acordo ainda com Kutiel *et al.* (2009b), a análise da incerteza dos parâmetros e clusters para Lagos teve a distribuição apresentada na Fig. 51.

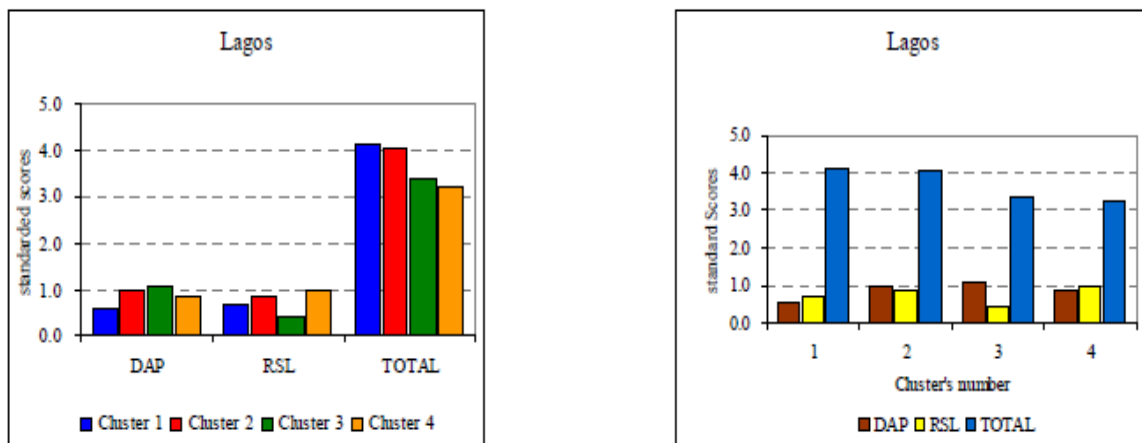


Fig. 51 – Incertezas dos Parâmetros dos Regimes de Precipitação e Clusters para Lagos.

Fonte: Kutiel *et al.* (2009b)

4.3 Modelação das recargas

No âmbito do Projecto GABARDINE foi desenvolvido um modelo matemático de balanço hídrico, o qual considera as relações entre o meio hídrico superficial e subterrâneo, com vista a auxiliar no processo de decisão sobre a eventual necessidade de recarga artificial em zonas costeiras. Este modelo de balanço hídrico, HYDROBUDGET, é um software de base SIG, que incorpora informação de bases de dados hidrogeológicas, podendo ser acoplado a ferramentas DSS ou ser usado de forma independente. O modelo considera quatro componentes, ou tipos de massas de água – aquíferos, rios, lagos, águas residuais – cujos balanços podem ser calculados independentemente, e o balanço hídrico total é o somatório dos balanços destas componentes. Assim uma região pode ser dividida numa bacia hidrográfica para contabilizar os volumes de água envolvidos no escoamento superficial, num conjunto de diferentes aquíferos (em número variável e a diferentes profundidades consoante as características hidrogeológicas da região de estudo), e num número variado de lagos e zonas de produção de águas residuais. Abaixo segue a descrição deste modelo, conforme Lobo Ferreira *et al.* (2006):

1. O balanço hídrico dos aquíferos é calculado por:

$$GWB_i = N_i + RFI_i - E_i + \sum_{j \in T(i)} F_{ij} - Q_i + \frac{V_i}{t_i} + \sum_{j \in SWC(i)} FSWC_{ij}$$

Onde, GWB_i = balanço hídrico da célula do reservatório subterrâneo, Q_i = fluxos para o mar e/ou para nascentes, V_i = volume dos reservatórios temporais a serem explorados, t_i = intervalo de tempo para a sua exploração, N_i = entradas de água no sistema provindas das águas da chuva, E_i = evapotranspiração, F_{ij} = fluxos vindos das células adjacentes, RFI_i = entradas de água no sistema provenientes da irrigação e $FSWC_{ij}$ = entradas de água no sistema provenientes dos reservatórios de água superficial em ligação hidráulica com os aquíferos.

2. O balanço hídrico superficial é dado por:

$$SWB_i = MDS_i + AF_i + IF_i - R_i + \sum_{j \in GWC(i)} IG_{ij}$$

Onde, SWB_i = balanço hídrico da célula da rede hídrica superficial, MDS_i = fluxo medido numa estação hidrométrica a jusante, AF_i = fluxo adicional que entra no rio a montante da estação hidrométrica, IF_i = fluxo de águas residuais e/ou de drenagem que entram no rio, R_i = fluxo residual a jusante e IG_{ij} = fluxo para os aquíferos subjacentes.

3. O balanço hídrico nos lagos determina-se por:

$$LCB_i = \sum_{j \in RE(i)} RF_{ij} + \sum_{j \in A(i)} GW_{ij} - E_i + R_i - \sum_{j \in RL(i)} OF_{ij}$$

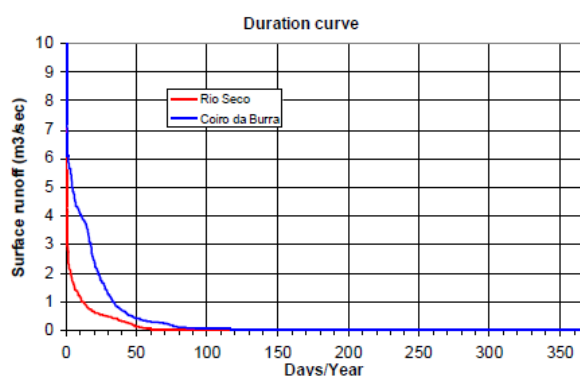
Onde, LCB_i = balanço hídrico da célula do lago, RF_{ij} = escoamento superficial provindo dos rios que entram no lago, GW_{ij} = fluxos que entram no lago provindos dos aquíferos subjacentes, E_i = evaporação, R_i = precipitação directa e OF_{ij} = fluxos que deixam o lago.

4. O balanço hídrico global calcula-se segundo:

$$WB = \sum GWB_i + \sum SFB_i + \sum LCB_i + WW$$

Onde, WB = balanço hídrico global, $\sum GWB_i$ = balanço hídrico do conjunto de células do(s) reservatório(s) subterrâneo(s), $\sum SFB_i$ = balanço hídrico do conjunto de células da rede hídrica superficial, $\sum LCB_i$ = balanço hídrico do conjunto de células do(s) lago(s) e WW = volume das águas residuais entradas no sistema.

Este modelo foi usado no sistema aquífero da Campina de Faro (Lobo Ferreira, 2007; Diamantino, 2009), tendo-se obtido para o escoamento superficial os resultados expressos na Fig. 52 foi também calculado para este rio as perdas de água por infiltração.



Surface runoff (m3/s)	Coiro da Burra	Rio Seco
Maximum	20.42	57.08
Maximum characteristic (overpassed 10 days/yr)	4.07	1.17
Median	0.00	0.00
Exceeded 1 month/yr	1.26	0.46
Exceeded 3 month/yr	0.08	0.00
Minimum	0.00	0.00
Average	0.36	0.14

Fig. 52 – Valores de escoamento superficial em duas estações no Rio Seco.

Fonte: Lobo Ferreira (2007)

5 Impactes e vulnerabilidade às alterações climáticas e pressões sobre o meio hídrico: as modificações nos teores de água do solo, escoamento superficial e recarga

5.1 Pressões sobre os aquíferos em condições de alterações climáticas

As pressões das alterações climáticas sobre os aquíferos exercem-se através de modificações na recarga, modificações na qualidade das águas que recarregam esses aquíferos e, no caso dos aquíferos costeiros, uma maior predisposição à intrusão salina por acção da subida global do nível do mar. De notar, contudo, que esta subida pode ser localmente atenuada por processos geológicos ou os seus efeitos – avanço da cunha salina – serem minorados por um aumento da recarga dos aquíferos nas regiões onde se admite que possa vir a ocorrer maior pluviosidade. Além destes aspectos há um efeito de escala temporal, como refere Sherif e Singh (1999), ao afirmar que as consequências das alterações climáticas sobre as águas subterrâneas são de longo prazo e de longo alcance. Sherif e Singh (1999), aliás, considera que as pressões podem ser diferentes consoante o tipo de aquíferos envolvidos:

- ◆ Aquíferos confinados – cuja recarga se faz apenas nas restritas zonas de afloramento (Zonas de Recarga) e portanto a renovação dos seus recursos estará totalmente dependente dos regimes de precipitação nas zonas de recarga.
- ◆ Aquíferos freáticos em zonas semi-áridas – ao ficarem sujeitas a regimes de maior seca e variabilidade das precipitações e às alterações do balanço entre precipitação e evapotranspiração, reduzir-se-á a disponibilidade em recursos hídricos subterrâneos. Ao mesmo tempo, tenderá a haver um aumento da sua exploração.
- ◆ Aquíferos costeiros – estando sujeitos à possibilidade de intrusão salina poderão tornar-se mais vulneráveis a este processo, em especial em zonas semi-áridas, devido à subida do nível do mar¹, redução das precipitações, aumento da sua variabilidade e o expectável aumento das extracções de águas subterrâneas.

Deve ainda considerar-se o efeito controlador da vegetação sobre a recarga, em condições de alterações climáticas, que pode ser especialmente significativo em regiões semi-áridas. Sharma (1989, *in* Sherif e Singh, 1999) revela que uma alteração de $\pm 20\%$ da precipitação leva a alterações de $\pm 30\%$ na recarga em zonas de coberto vegetal herbáceo contra alterações de $\pm 80\%$ em zonas de coberto florestal de pinheiros. Isto sublinha a importância da vegetação nestes processos, os efeitos de feedback entre o funcionamento dos ecossistemas e o ciclo hidrológico subterrâneo – incluindo o controle do tipo de vegetação em função da qualidade das águas subterrâneas que alimenta zonas húmidas (Batelaan e Witte, 2008; Jolly *et al.*, 2008) – e os impactos potenciais sobre a recarga por alteração do coberto vegetal, seja por acção antrópica ou por simples resposta dos ecossistemas às alterações climáticas. As alterações climáticas, ao alterarem os regimes de recarga, e em consequência da descarga dos aquíferos, produzem alterações nos fluxos de base dos rios e nos volumes de descarga de água subterrânea que alimentam as zonas húmidas e afectam os ecossistemas aquáticos (Pigott *et al.*, 2001; Pigott *et al.*, 2003) podendo as alterações nestes ecossistemas modificar os regimes de circulação de água subterrânea na envolvente de linhas de água. A descarga de águas subterrâneas está relacionada com as alterações dos níveis freáticos e o efeito da alteração destes níveis – por acção de um aumento das extracções e por efeito da irrigação – sobre a vegetação é descrito para uma bacia hidrográfica numa zona semi-árida da China, onde se

¹ Este aspecto tem de levar em consideração a evolução local do nível do mar, a qual é condicionada por processos geológicos (ex.: levantamento isostático, subsidência, etc.)

verifica que o decréscimo dos níveis freáticos na zona de montante da bacia leva a uma degradação do coberto vegetal, ao passo que o aumento destes níveis na sua zona de jusante (por irrigação agrícola) provocou aumentos da salinidade dos solos (Zhao *et al.*, 2005). Esta salinização dos solos em zonas irrigadas em ambientes semi-áridos é também referida por Ittersum *et al.* (2003) para a Austrália, em condições de alterações climáticas. Rodriguez-Iturbe *et al.* (2007) relaciona o aumento da salinização com a subida dos níveis freáticos em zonas húmidas, por alteração do coberto vegetal e consequentes modificações nos regimes de evapotranspiração, gerando mortalidades de plantas; este fenómeno pode, por sua vez, incrementar a subida dos níveis freáticos e agravar a concentração de sais à superfície do solo.

Assim, outras pressões a considerar são as relacionadas com a irrigação agrícola e as alterações dos regimes de exploração dos aquíferos, em relação com as alterações climáticas. O aumento da salinização dos solos, relatado por Ittersum *et al.* (2003), deve-se à destruição do coberto vegetal natural e sua substituição por campos agrícolas e pelas práticas de irrigação. Os impactos da exploração dos aquíferos, em especial das práticas agrícolas sobre a qualidade das águas subterrâneas são descritos para a Campina de Faro, em que se observa um aumento dos cloretos nas águas subterrâneas devido à evapotranspiração das águas de irrigação assim como, em áreas mais próximas do mar, um aumento dos cloretos por efeito da intrusão salina (Stigter *et al.*, 1998). Estes casos dão uma imagem do que pode ocorrer em condições de alteração do coberto vegetal seja por resposta natural dos ecossistemas às alterações climáticas ou pelas medidas de adaptação a estas alterações e/ou outras pressões socioeconómicas.

É interessante notar que a alteração das fontes de abastecimento para a irrigação pode modificar significativamente os volumes e a qualidade das águas, o que indica que não apenas as actividades agrícolas em si, mas também o tipo de fontes de abastecimento e a gestão que destas é feita tem impactos sobre os recursos hídricos. Esta questão é de especial importância quando se equacionam as medidas de mitigação/adaptação às alterações climáticas. Com efeito, se a situação descrita por Stigter *et al.* (1998) se refere a uma irrigação abastecida por águas subterrâneas, em Stigter *et al.* (2006) ocorreu a substituição destas águas pelas águas superficiais no regadio, na região de Campina da Luz. Tal teve como consequência a redução da contaminação por nitratos tanto das águas subterrâneas como dos solos, ao mesmo tempo que originou uma redução da salinização das águas do aquífero superior, invertendo uma tendência de longo prazo de evolução hidroquímica neste aquífero. Ao mesmo tempo ocorreu uma subida acentuada dos níveis piezométricos e uma quase total atenuação das suas oscilações sazonais. Note-se que, de acordo com estes autores os efeitos sobre a qualidade das águas ocorreram apenas com a substituição da água subterrânea pela água superficial na irrigação, não havendo qualquer efeito sobre a qualidade da água quando esta mesma substituição fora feita para o abastecimento doméstico. Isto sublinha a importância dos diferentes impactos que os diferentes tipos de consumos têm no meio hídrico e, em consequência, as diferentes pressões e riscos que tais consumos podem exercer sobre a água. Assinale-se que, neste caso, a subida dos níveis freáticos não parece ter despoletado os problemas de salinização referidos por Ittersum *et al.* (2003) e Rodriguez-Iturbe *et al.* (2007), o que talvez se deva ao facto de que a irrigação deixou de ser feita pelas águas subterrâneas (ao invés do caso descrito por Ittersum *et al.*, 2003). No caso algarvio, além de uma modificação positiva da qualidade das águas, a alteração das fontes de abastecimento para irrigação modificou o regime de funcionamento do aquífero no que toca à resposta das alterações sazonais da recarga basicamente, pressupõe-se, por efeito da recarga artificial obtida pela infiltração dos excessos de irrigação (admite-se que atinja os 10-15% dos volumes de regadio). Esta alteração não se circunscreve apenas ao aquífero superficial mas atinge também o aquífero carbonatado mais profundo (Stigter *et al.*, 2006).

Por seu lado, a combinação da sobreexploração de aquíferos e prolongados períodos de seca (ou a passagem a um clima mais seco, de chuvas mais concentradas, menor escoamento superficial anual, aumento dos escoamentos superficiais concentrados e uma menor humidade do solo, em especial no Verão), isto é, a combinação de pressões antrópica e naturais, tem também como consequência frequente a degradação da qualidade da água e descida dos níveis piezométricos, como se verificou em diversos aquíferos costeiros gregos (Lambrakis e Kallergis, 2001). Segundo estes autores tal situação deveu-se a uma combinação de má gestão, extracção de água de grandes profundidades e um conseqüente avanço da intrusão salina. O interessante no trabalho de Lambrakis e Kallergis (2001) é a avaliação da capacidade de recuperação dos sistemas aquíferos em condições de recarga natural (sem exploração dos aquíferos), obtida por simulação matemática através do software PHREEQE e PHREEQM. Lambrakis e Kallergis (2001) verificam que em condições naturais os aquíferos têm velocidades de recuperação muito variáveis – entre 15 e 10 000 anos – dependentes das características específicas dos aquíferos, suas conexões hidráulicas com outros aquíferos (ou, poderemos admitir, outros reservatórios de água superficial) e dos regimes de recarga natural. Estes valores revelam um aspecto importante que é o das escalas temporais envolvidas nestes processos e que em consequência os impactos antrópicos podem ter durações de muito longo prazo. Isto aponta também para a possibilidade de não equilíbrio destes processos em pelo menos alguns destes aquíferos, se considerarmos o raciocínio de Feseker (2007). Os aquíferos costeiros estudados por Lambrakis e Kallergis (2001) são um aquífero cársico, um aquífero cársico+detrítico e um detrítico. O aquífero de maior velocidade de recuperação foi o aquífero cársico de Malia, que tem uma elevada taxa de recarga, uma baixa capacidade de troca iónica comparativamente à porosidade do aquífero cujos depósitos de cobertura também são aquíferos. Por seu lado aquíferos com elevada capacidade de troca iónica tendem a ter uma recuperação muito longa da qualidade das águas. Neste estudo são os aquíferos com importante componente detrítica, associada a uma baixa recarga, que demoram mais tempo a recuperar.

Um efeito da exploração de aquíferos, capaz de causar impactos negativos se ocorrer sobreexploração, é o da alteração dos regimes de fluxo das nascentes e das ligações hidráulicas entre a rede hídrica superficial e os aquíferos subjacentes. Stigter *et al.* (2009), ao modelar o aquífero Querença-Silves verificou que os fluxos de saída eram elevados nas épocas de chuva mas que decresciam significativamente entre Maio e Setembro, não apenas devido ao esgotamento natural do sistema mas, largamente, devido às extracções. Estes mesmos autores referem que a sobreexploração deste sistema aquífero pode levar à secagem das suas nascentes e zonas húmidas associadas, e a uma degradação das águas devido à intrusão salina (ocorrendo via Rio Arade). Esta intrusão salina por entrada de águas salobras vindas do Rio Arade devido à inversão prolongada do gradiente hidráulico, seria despoletada por sobreexploração do aquífero (Mendonça e Almeida, 2003; Monteiro, 2006; Monteiro *et al.*, 2007). Em condições de alteração climática com conseqüente redução de temperatura, como se prevê para a região do Algarve (Santos e Miranda, 2006), esta sobreexploração poderá ocorrer muito mais facilmente não só por aumento espectacular dos consumos mas porque a recarga que permite uma exploração sustentável do sistema aquífero será reduzida, admissivelmente até valores de 40% (Stigter *et al.*, 2009).

Concluindo, para uma gestão eficaz dos aquíferos costeiros, ou em ligação hidráulica com estes aquíferos, devem ter-se em consideração as pressões (e quantificar os seus impactos) devidas às alterações climáticas, alterações do coberto vegetal, alterações nos volumes de consumos, alterações no tipo de práticas agrícolas e modificação das fontes de abastecimento sobre os recursos, assim como a importância relativa dos diferentes consumos (e das alterações nas fontes de abastecimentos para cada tipo de consumo) no despoletar destes impactos.

5.2 Alterações climáticas e seus impactos sobre o escoamento superficial

Os impactos das alterações climáticas sobre o escoamento superficial e suas relações com o meio hídrico subterrâneo, estão dependentes das características físicas dos aquíferos, zona não saturada, das alterações dos regimes de precipitação e temperatura, e do tipo de cobertura vegetal e alterações tanto na composição como no funcionamento fisiológico deste, em especial as alterações na sua eficiência do uso da água. Em zonas semi-áridas estes aspectos são de especial importância, como demonstra Medeiros (2003), ao estudar os impactos das alterações climáticas na bacia do Paraguai, que se estende por ampla zona semi-árida do Brasil. Esta autora demonstra a ocorrência de alterações nos regimes de escoamento superficial, variáveis em função do cenário climático considerado, que pode atingir uma redução de 40% nos volumes anuais, e até 50% dos valores no Verão. As alterações sazonais dos escoamentos, segundo esta autora, podem ser especialmente críticas na gestão dos sistemas de abastecimento, dado aumentarem o risco de falha destes sistemas. Ao analisar as alterações induzidas sobre os caudais mínimos Medeiros (2003) conclui que os decréscimos nestes caudais podem resultar em degradação significativa da qualidade das águas, em especial se a rede hidrográfica se constituir como sistema receptor das redes de esgotos. Interessantemente, a redução nos escoamentos superficiais pode ocorrer não apenas nas regiões semi-áridas mas também em áreas de clima húmido e em que os modelos climáticos prevejam subidas da precipitação (Pilling e Jones, 1999). Estes autores simularam as alterações no escoamento para todo o território da Grã-Bretanha, verificando que a redução do escoamento superficial ocorria para os cenários climáticos em que a subida da evapotranspiração se sobrepunha à da precipitação. Esta relação entre a alteração dos escoamentos e a temperatura é também referida por Lee e Chung (2007) num estudo sobre os efeitos das alterações climáticas numa pequena bacia hidrográfica coreana. Estes autores registam que uma subida de 3° C nas temperaturas máximas diárias, durante a época seca, origina um decréscimo de 27,9% dos totais de escoamento superficial. Ou seja, não apenas a alteração da precipitação mas também a alteração da temperatura tem impactos muito significativos sobre o escoamento superficial. A preponderância dos efeitos da alteração da precipitação ou da temperatura sobre o escoamento superficial depende do regime de precipitação existente, incluindo a ocorrência ou não de períodos de neve (Chen *et al.*, 2006). Assim, na região desértica do Noroeste da China estudada por estes autores, o impacto da precipitação é muito maior do que o da temperatura para as bacias situadas a NW e o inverso ocorre para as bacias situadas a SW na bacia de Tarim, sugerindo a importância da distribuição geográfica das zonas de cabeceira da bacia (que em função da sua localização geográfica terão regimes de precipitação com percentagem significativa ou vestigial de neve) na determinação da importância dos impactos das alterações da temperatura e da precipitação sobre os regimes de escoamento.

O estudo das alterações do escoamento superficial na região mediterrânica – Rio Arno, Itália Central – realizado por Burlando e Rosso (2002a) e Burlando e Rosso (2002b) descreve as modificações do escoamento em função de cenários de precipitação, obtidos por downscaling dos modelos climáticos HADCM2GHG e HADCM2SUL. Estes cenários consideraram alterações na ocorrência dos períodos húmidos e de seca, nos valores da precipitação diária, mensal e anual e na distribuição e características dos eventos extremos. Burlando e Rosso (2002a) definem assim que os regimes de precipitação sofrem as seguintes alterações:

1. O número médio de eventos diminui no Verão e Outono, podendo ir até uma redução de 25% em Julho e Agosto. O número de eventos de tempestade aumenta no Inverno.
2. A taxa média de precipitação de uma célula de tempestade aumenta na Primavera, Verão e Outono, ao passo que a sua duração diminui, ou seja há uma tendência para um aumento da frequência de eventos de precipitação intensos mas de curta duração durante a maior parte do ano.

3. Aumenta a precipitação diária média e o número de dias com chuva (e os dias com precipitações diárias superiores a 3 mm) durante o Inverno, sugerindo a possibilidade de um aumento dos períodos de caudal elevado (e da probabilidade de cheias).
4. Reduz-se a precipitação mensal nos meses de Verão, acompanhada de um aumento de eventos mais intensos e de duração mais curta, o que corresponde a um aumento do risco de cheias.
5. Ocorrem modificações nos mínimos e máximos de precipitação à escala mensal e anual.
6. O número de eventos extremos tende a aumentar, embora tal dependa fortemente do tipo de cenário utilizado e, em especial, da contabilização do efeito dos aerossóis por parte dos modelos climáticos (Fig. 53).

Estas alterações da precipitação têm impactos não apenas sobre o escoamento superficial mas – em especial as alterações nos eventos extremos – sobre os sistemas de drenagem urbana. Na realidade as alterações nos regimes de escoamento superficial causam também impactos nos riscos de cheia e de secas, qualidade das águas, taxas de recarga e, em consequência, sobre a gestão dos recursos hídricos (Bobba *et al.*, 1997).

Em regimes em que a modificação nos padrões de precipitação conduz a uma alteração dos extremos (tanto mínimos como máximos), e portanto uma expectável intensificação de eventos de cheia e períodos de seca, Burlando e Rosso (2002b) notaram a ocorrência de valores mais elevados dos caudais mínimos anuais e mensais e o aumento no número eventos raros ou extremos, produzindo um aumento da assimetria nas distribuições mensais dos caudais. Ao mesmo tempo, Burlando e Rosso (2002b) prevêem um aumento das descargas nos meses de Janeiro a Julho, sendo este efeito mais acentuado nas bacias mais pequenas, o que levanta a questão das escalas dos sistemas nas respostas à alteração da precipitação. Com efeito Burlando e Rosso (2002b) mostram que as bacias hidrográficas mais pequenas são mais sensíveis aos aumentos das caudas da distribuição da precipitação mensal, o que, associado à evolução dos máximos diários de descarga, sugere um aumento do risco de cheias para estas bacias. Por seu lado, as bacias de maior área parecem ser mais sensíveis às alterações nos fluxos mínimos do que as bacias mais pequenas. Tal indica que, para um mesmo cenário climático, os impactos são distintos em função da escala da bacia.

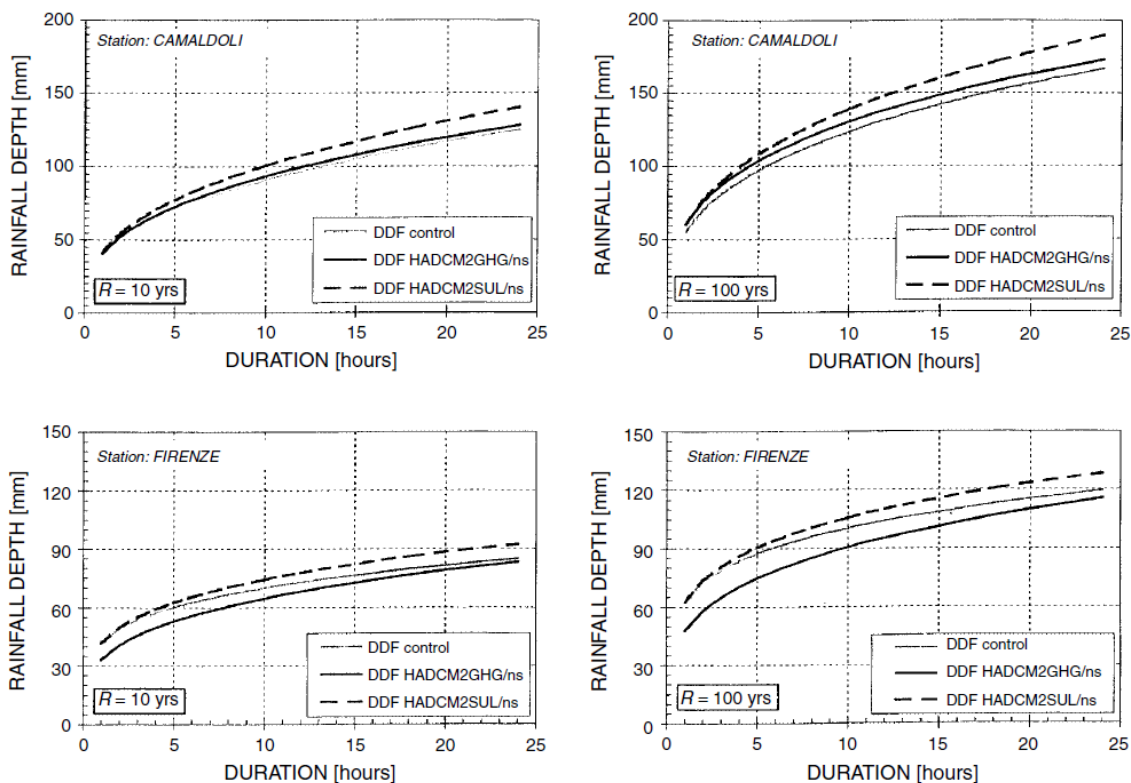


Fig. 53 – Períodos de retorno para 10 e 100 anos de intensidade-duração-frequência para os cenários HADCM2SUL.

Fonte: Burlando e Rosso (2002a)

A alteração dos padrões temporais de precipitação tem ainda impactos ao nível da modificação das condições de humidade no solo da bacia, o que, segundo Burlando e Rosso (2002b), é ilustrado pelas alterações na evapotranspiração, escoamento subsuperficial e escoamento subterrâneo, os quais tendem: 1) a aumentar nos meses de Inverno, mas as respostas são algo distintas em função das dimensões das bacias hidrográficas e 2) o escoamento superficial tende a reduzir-se com a redução da precipitação nos meses de Verão. Na prática uma maior variabilidade dos processos de precipitação leva a uma maior variabilidade na dinâmica dos teores de água no solo e do escoamento superficial.

Burlando e Rosso (2002b) fazem ainda notar que a transformação das precipitações em escoamento superficial depende dos diferentes processos hidrológicos em actuação, e da escala dos próprios eventos de precipitação. Os autores detectaram assim que pequenas alterações na precipitação diária podiam ser responsáveis por aumentos significativos no volume de escoamento. Por exemplo, o aumento significativo dos escoamentos superficiais nos meses de Inverno e Primavera era acompanhado por um limitado aumento da precipitação diária nesses mesmos meses.

Talvez o impacto mais significativo da alteração dos regimes de precipitação seja o que possa ocorrer de uma redução das disponibilidades em água mesmo que, segundo Burlando e Rosso (2002b), não ocorra uma redução da descarga total do curso de água. O que se passará é que se dará uma modificação na distribuição temporal e espacial da água, que pode afectar substancialmente a disponibilidade efectiva de água para efeitos de exploração. Um exemplo das alterações no ciclo da água para o cenário HADCM2SUL/s, verificando-se neste caso um decréscimo substancial dos recursos médios disponíveis, é apresentado na Fig. 54.

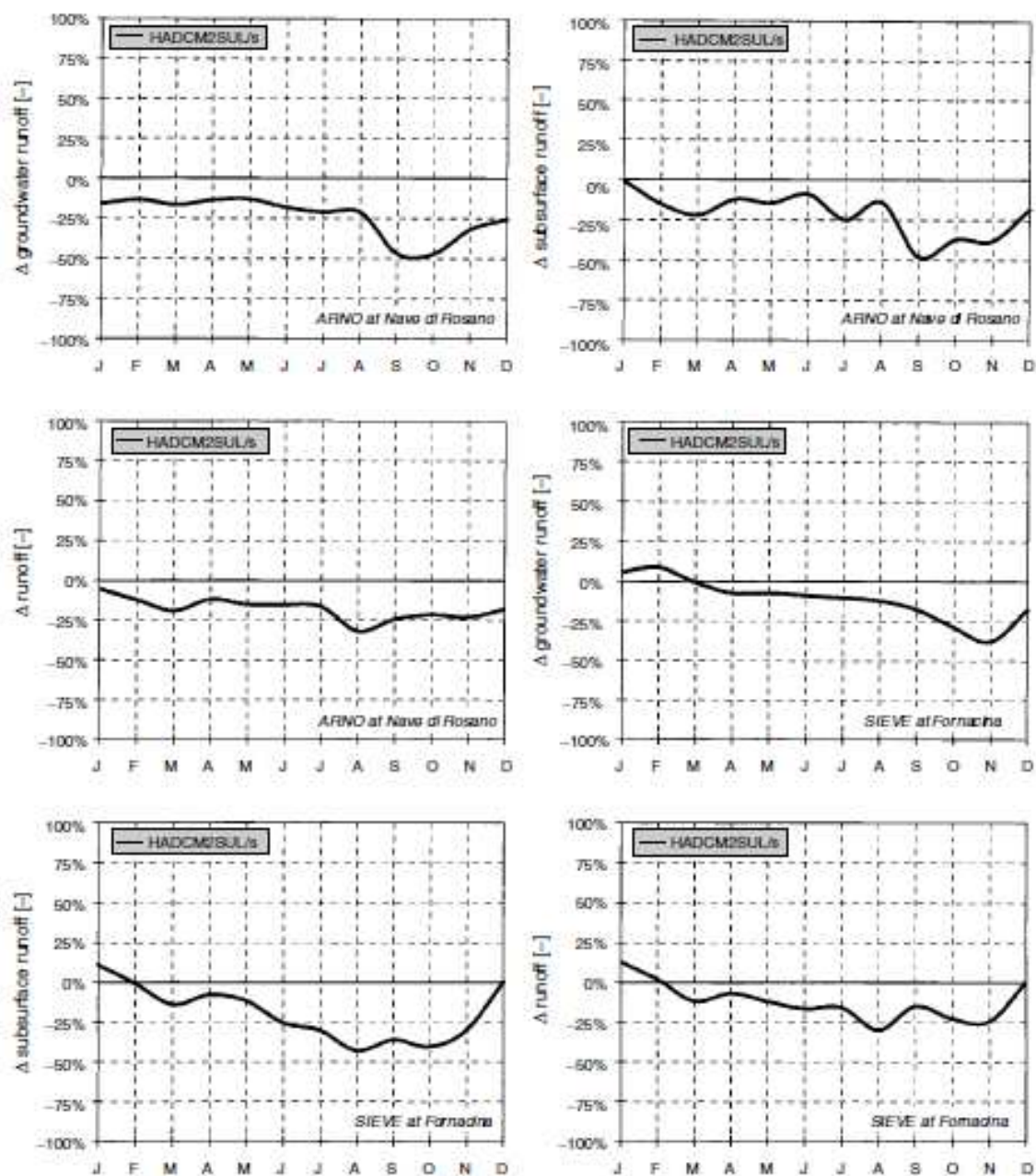


Fig. 54 – Alterações no ciclo da água para as bacias do Arno e Sieve em condições de alterações climáticas.

Fonte: Burlando e Rosso (2002a)

Os impactos das alterações climáticas sobre os regimes de escoamento originam pressões sobre os recursos hídricos disponíveis para abastecimento, em particular para a actividade agrícola. Tal é abordado por Fujihara *et al.* (2008) que simularam o comportamento do Rio Seyhan e a capacidade de abastecimento dos consumos agrícolas pela barragem de Seyhan, Turquia. Estes autores concluíram que as alterações na precipitação – obtidas por downscaling dinâmico dos modelos climáticos globais MRI e CCSR para um cenário de emissões SRES-A2 – originaram decréscimos de precipitação entre 25% (modelo MRI) a 29% (modelo CCSR), o que, associado às alterações na temperatura, se traduziu por decréscimos do escoamento superficial de 52 a 61%, respectivamente, levando a drásticas diminuições de volume armazenado na barragem durante os períodos de irrigação. O resultado, segundo estes autores, é o de que para um aumento dos consumos – provável em

condições de alteração climática – ocorrerá escassez de água, pois a barragem não poderá satisfazer a totalidade dos consumos.

As alterações nos regimes de escoamento superficial, por efeito das alterações climáticas, afectam ainda diversas infra-estruturas e seu funcionamento, desde redes de saneamento a estruturas de protecção contra cheias, devido à alteração da frequência e magnitude dos eventos extremos, como referem Burn *et al.* (2010). Estes autores referem também que as alterações nos regimes de escoamento, em especial os fluxos máximos e mínimos, podem acarretar impactos negativos sobre os ecossistemas. Há assim três problemas relacionados com a alteração dos escoamentos superficiais: 1) gestão dos recursos hídricos e dimensionamento de estruturas hidráulicas, 2) gestão dos riscos de seca e de cheia e 3) vulnerabilidade dos ecossistemas dependentes da disponibilidade em água (ex.: zonas húmidas) nas regiões mediterrânicas e muito em particular da sua resiliência às alterações da sazonalidade dos escoamentos.

Além destes aspectos, são também importantes do ponto de vista de sustentabilidade do recurso hídrico, as relações que se estabelecem entre o escoamento superficial e a vegetação e as alterações que ocorrem tanto num como noutra perante as alterações climáticas. A relação entre o controle das plantas sobre o escoamento superficial e as alterações induzidas neste pelas modificações no coberto vegetal está presente no trabalho de Huxman *et al.* (2005), que estuda os impactos, sobre o escoamento superficial e a evaporação, da expansão da vegetação lenhosa de ecossistemas herbáceos em zonas áridas e semi-áridas. Segundo estes autores, o escoamento e a evaporação são afectados pela substituição da vegetação herbácea por arbustivas mas os impactos são diferentes consoante a intensidade e sazonalidade dos períodos secos, grau de aridez, disponibilidade de água subsuperficial, fisiografia, clima e mecanismos controladores do escoamento. Assim, onde as plantas têm acesso directo à água de zonas saturadas na proximidade de cursos de água, há potencial para o decréscimo do escoamento (Scott *et al.*, 2004). Por seu lado, nas zonas de clima mediterrânico, a remoção de arbustivas levou a grandes aumentos do escoamento superficial e/ou subida dos níveis freáticos (Hibbert, 1983, *in* Huxman *et al.*, 2005). Estes exemplos de alteração do escoamento superficial devido à alteração do coberto vegetal revelam que, nas regiões semi-áridas onde o escoamento subsuperficial ocorre – frequentemente devido à limitada capacidade de armazenamento e porque os materiais permitem uma rápida circulação do excesso de água – as plantas lenhosas têm o potencial para afectar o escoamento superficial e a recarga (Huxman *et al.*, 2005). Por seu lado as alterações na transpiração das plantas tendem a ser maiores nos ambientes semi-áridos do que nos ambientes áridos ou húmidos (Huxman *et al.*, 2005). Deste modo, os autores concluem que nas zonas semi-áridas onde ocorre escoamento subsuperficial, a expansão da vegetação arbustiva tenderá a levar a uma redução do escoamento superficial e a um aumento da contribuição da evaporação do solo para a evapotranspiração. Nas zonas áridas e húmidas as alterações na evapotranspiração e no escoamento poderão ser pequenas.

Um estudo que procura analisar, em Portugal, os impactos das alterações climáticas sobre o escoamento superficial e subsuperficial, mas tomando em consideração o efeito da vegetação, foi realizado por Nunes *et al.* (2008) com o modelo SWAT, em bacias hidrográficas no Ribatejo e no sudeste do Alentejo, considerando as seguintes culturas mediterrânicas: vinhas, oliveiras, sobreirais, carvalhais, eucaliptais e matos mediterrânicos. A simulação das condições de alterações climáticas foi feita não a partir de dados obtidos por downscaling dos modelos climáticos regionais mas sim através do gerador climático incluso no programa SWAT, que gerou séries de 30 anos de forma a simular alterações na precipitação, temperatura e concentração de CO₂. Os resultados mostraram, para o Alentejo, uma descida generalizada do escoamento, e muito em particular do escoamento subsuperficial, o qual é particularmente sensível às variações de precipitação e de temperatura (Fig. 55). A temperatura afecta sobretudo, segundo estes autores, o escoamento subsuperficial, ao afectar

as taxas de evaporação do solo. Nunes *et al.* (2008) admitem que, em solos de muito pequena espessura (caso do Alentejo), a sensibilidade do escoamento subsuperficial às alterações dos factores climáticos é superior à do escoamento superficial. As alterações no escoamento são mais acentuadas na componente subsuperficial, essencialmente devido à redução dos valores de precipitação, sendo menor o efeito de redução devido ao aumento da evapotranspiração (por aumento da temperatura). Uma consequência disto será a tendência para regimes mais irregulares de escoamento², podendo os eventos de cheia – que são alimentados pelo escoamento à superfície – aumentar de frequência devido a uma maior frequência dos eventos extremos de precipitação. Em termos de evapotranspiração, há um decréscimo com a redução da precipitação, apesar do efeito contrário da subida da temperatura (Fig. 55), indiciando que a água da chuva é desviada para a evapotranspiração e demonstrando que a limitação em água é um factor preponderante no funcionamento dos ecossistemas mediterrânicos e das suas estratégias de aproveitamento dos recursos hídricos. De acordo com Nunes *et al.* (2008) os decréscimos nos escoamentos são superiores quando se considera conjuntamente as alterações na temperatura, precipitação e concentração de CO₂, sugerindo um efeito sinérgico entre os vários parâmetros climáticos. Os resultados sugerem que as alterações podem ocorrer em duas fases: 1ª – as maiores alterações afectam o escoamento e 2ª – a disponibilidade de água para a vegetação é a mais afectada. O limiar entre estas fases ocorre para $\Delta T = + 5 \text{ }^\circ\text{C}$, associado a um $\Delta PP = - 30\%$.

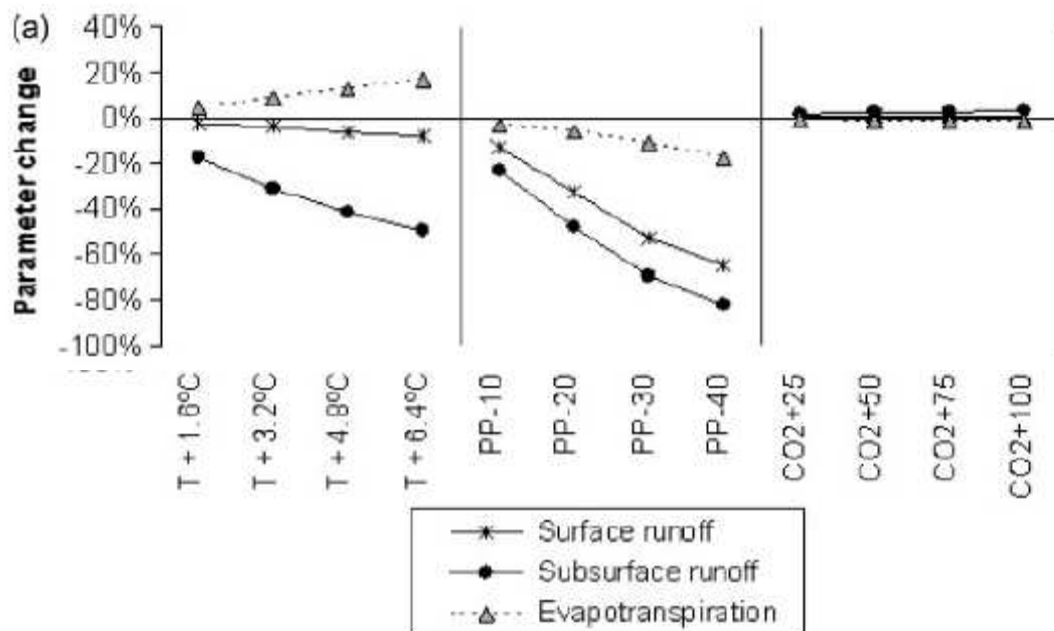


Fig. 55 – Alteração do escoamento superficial, subsuperficial e evapotranspiração para diferentes cenários de variação da temperatura (secção esquerda), precipitação (secção central) e concentração atmosférica de CO₂ (secção esquerda) no sudeste alentejano.

Fonte: Nunes *et al.* (2008)

Este trabalho chama assim a atenção para o efeito, por vezes amplificador, das características dos solos nos impactos das alterações climáticas sobre o escoamento e para o facto de que os impactos tendem a ser amplificados pela conjugação das alterações precipitação + temperatura. Refira-se a este propósito que Zierl (2001 in Burlando e Rosso, 2002b) considera que as características dos solos, e da vegetação, têm um papel substancial no controlo da ocorrência de secas, em condições de alteração climática que induzam uma redução das disponibilidades em água. Este autor sublinha ainda a grande importância da distribuição diária da precipitação na modelação dos eventos de seca, o que

² Com os consequentes efeitos de tornar as fontes de abastecimento dos consumos mais escassas e menos fiáveis.

mais uma vez remete para a importância das escalas, sejam temporais ou (como em Burlando e Rosso, 2002b) espaciais, na compreensão destes processos e previsão dos impactos destas alterações.

Os impactos das alterações climáticas sobre o escoamento superficial têm ainda de ser conjugados com os impactos devidos à acção antrópica, seja, como se depreende dos parágrafos anteriores, nas alterações induzidas no coberto vegetal (ex.: aumento da área urbana ou agrícola) ou na exploração dos recursos hídricos subterrâneos. Relativamente a este aspecto, Lee e Chung (2007) concluíram que a extracção de água subterrânea pode afectar significativamente o escoamento superficial durante períodos de seca e desenvolveram mesmo uma equação que relaciona o escoamento superficial com o clima, as extracções de água subterrânea e as alterações da ocupação do solo (no caso a substituição de zonas de floresta por zonas urbanas) com o escoamento superficial. Outro dos aspectos da acção antrópica prende-se com os impactos sobre o escoamento da drenagem dos solos por acção da actividade agrícola, como refere Vidon e Cuadra (2010), que estudaram a resposta da drenagem à precipitação em solos lavrados, em condições de evapotranspiração moderada e coberto vegetal limitado. Estes autores verificaram que as descargas provenientes da circulação nos macroporos do solo aumentavam com o aumento da precipitação, e que a percentagem do volume de macroporos do solo envolvidos nestas descargas aumentava com a dimensão da tempestade. Isto tinha consequências, por exemplo, na alteração da concentração nas águas dos catiões K^+ e Mg^{2+} , ou seja, alterações nos processos de escoamento afectam a qualidade das águas.

Os impactos sobre a qualidade da água, provocados pela alteração do regime de escoamento superficial por efeito das alterações climáticas foram também estudados por Wilby *et al.* (2006) no rio Kennet. Estes autores concluem que a qualidade das águas tende a reduzir-se no final do século XXI, para as condições do modelo climático HadCM3, devido a um aumento dos períodos de seca. Os Verões secos em especial, levam à acumulação de azoto no solo, que é transportado para a rede hídrica aquando do início das chuvas. O impacto do aumento do número dos eventos de seca e também dos períodos de tempo em que os cursos de água estão sujeitos a regimes de fluxo mínimo sobre a qualidade das águas foi avaliado por Vliet e Zwolsman (2008) para o Rio Meuse, tendo estabelecido relações empíricas entre a temperatura das águas e a concentração dos poluentes e entre os caudais e estas mesmas concentrações. Segundo estes autores a duração dos períodos de fluxo mínimo é mais relevante para a qualidade da água e a sustentabilidade dos ecossistemas do que as descargas mínimas diárias, verificando um aumento das concentrações dos nutrientes, temperatura, clorofila, elementos maiores e alguns metais pesados em condições prolongadas de fluxo mínimo. O estudo de Vliet e Zwolsman (2008) sugere que a degradação da qualidade depende fortemente de: 1) caudal dos rios (a degradação tende a ser menor nos troços onde os caudais são mais elevados, onde a capacidade de diluição das cargas poluentes sofre menor redução), 2) temperatura das águas (devido a altas temperaturas atmosféricas, como ondas de calor), 3) tipos de fontes de poluição (pontuais ou difusas) e 4) desenvolvimento de explosões de algas (ocorrem em condições de altas temperaturas, grandes concentrações de nutrientes e longos tempos de residência das águas). No caso dos nutrientes (Fig. 56), o aumento das suas concentrações deveu-se à redução da capacidade de diluição dos efluentes das estações de tratamento, devido à redução do caudal do Rio Meuse, embora nutrientes como a amónia possam ter também como fonte a libertação a partir dos sedimentos em condições de estagnação de água. O comportamento do nitrato (Fig. 56) é algo diferente mas admite-se que seja devido a menores acarreios para as linhas de água do azoto proveniente dos processos de lixiviação do solo e dos menores “overland flows”, assim como do efeito da captura do azoto pelas algas (Vliet e Zwolsman, 2008). Deste modo, os nutrientes provenientes de fontes difusas de poluição tendem a atingir a rede hidrográfica de forma muito atenuada face aos que atingem esta rede a partir de fontes pontuais como as estações de tratamento. Os nutrientes e metais pesados com

uma grande afinidade para a adsorção pelos sólidos em suspensão ou pelos sedimentos tendem a ser fortemente removidos, segundo os mesmos autores.

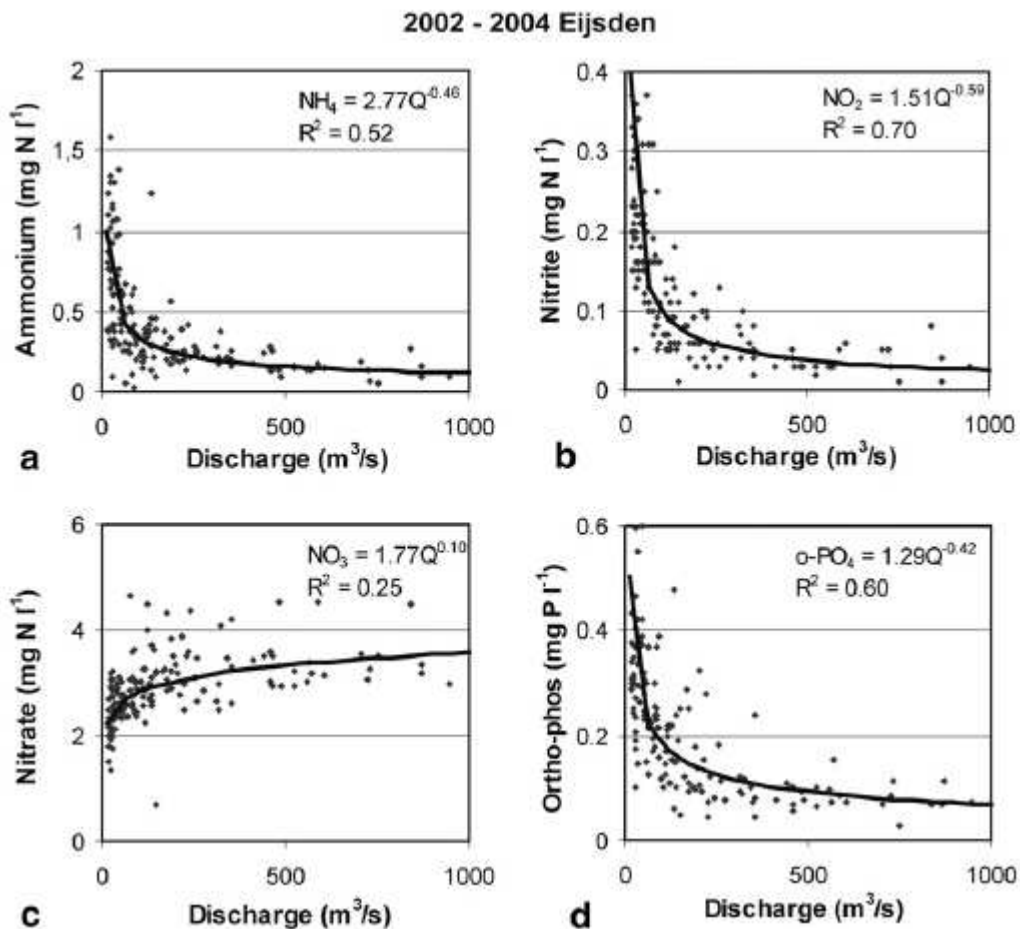


Fig. 56 – Concentrações de nutrientes em função do caudal no Rio Meuse.

Fonte: Vliet e Zwolsman (2008)

Em condições em que existe uma significativa ligação hidráulica com os aquíferos subjacentes e onde estes tenham condições para se tornarem influentes sobre o rio, estes impactos sobre a qualidade poderão ser mais moderados, dado que o escoamento de base se torna um importante factor moderador e com frequência crítico para a manutenção das condições de qualidade química e ecológica dos cursos de água. Contudo, conforme Pigott *et al.* (2003), esta capacidade das contribuições subterrâneas para a manutenção pelo menos parcial da qualidade dos cursos de água é limitada e variável. As relações que podem estabelecer-se entre o meio hídrico superficial e subterrâneo levam a que as alterações no regime de escoamento devidas às alterações climáticas (e/ou acções antrópicas de adaptação ou outras) gerem impactos sobre o meio hídrico subterrâneo. O trabalho de Scibek *et al.* (2007) ilustra esta questão. Estes autores estudaram os impactos das alterações climáticas sobre uma rede hidrográfica que recarrega o aquífero subjacente durante os períodos de caudal elevado e recebe descargas do aquífero à medida que os caudais diminuem. Usando o modelo climático global CGCM1, downscaled para a região de estudo, fazendo o downscaling para os caudais do rio e realizando simulações do seu regime de escoamento, assim como do aquífero subjacente, Scibek *et al.* (2007) concluíram que: 1) o caudal de ponta tende a ocorrer mais cedo no ano, embora a forma do hidrograma, no caso específico dos rios Kettle e Granby, se mantenha idêntica, 2) os níveis freáticos no aquífero têm alterações directamente relacionadas com os caudais de ponta do rio, embora a sua resposta temporal seja mais demorada e a amplitude das variações dos níveis de água mais atenuada com o aumento da distância ao rio, 3) os impactos das

alterações climáticas sobre os níveis freáticos são menores com o aumento da distância ao rio (Fig. 57), sendo inferiores a 0,5 m (são superiores a 0,5 m junto ao rio) e 4) nos meses de Verão, quando o rio é alimentado significativamente pelo aquífero, pode ocorrer uma redução mensurável no caudal do rio, o que pode ter impactos significativos nos habitats aquáticos.

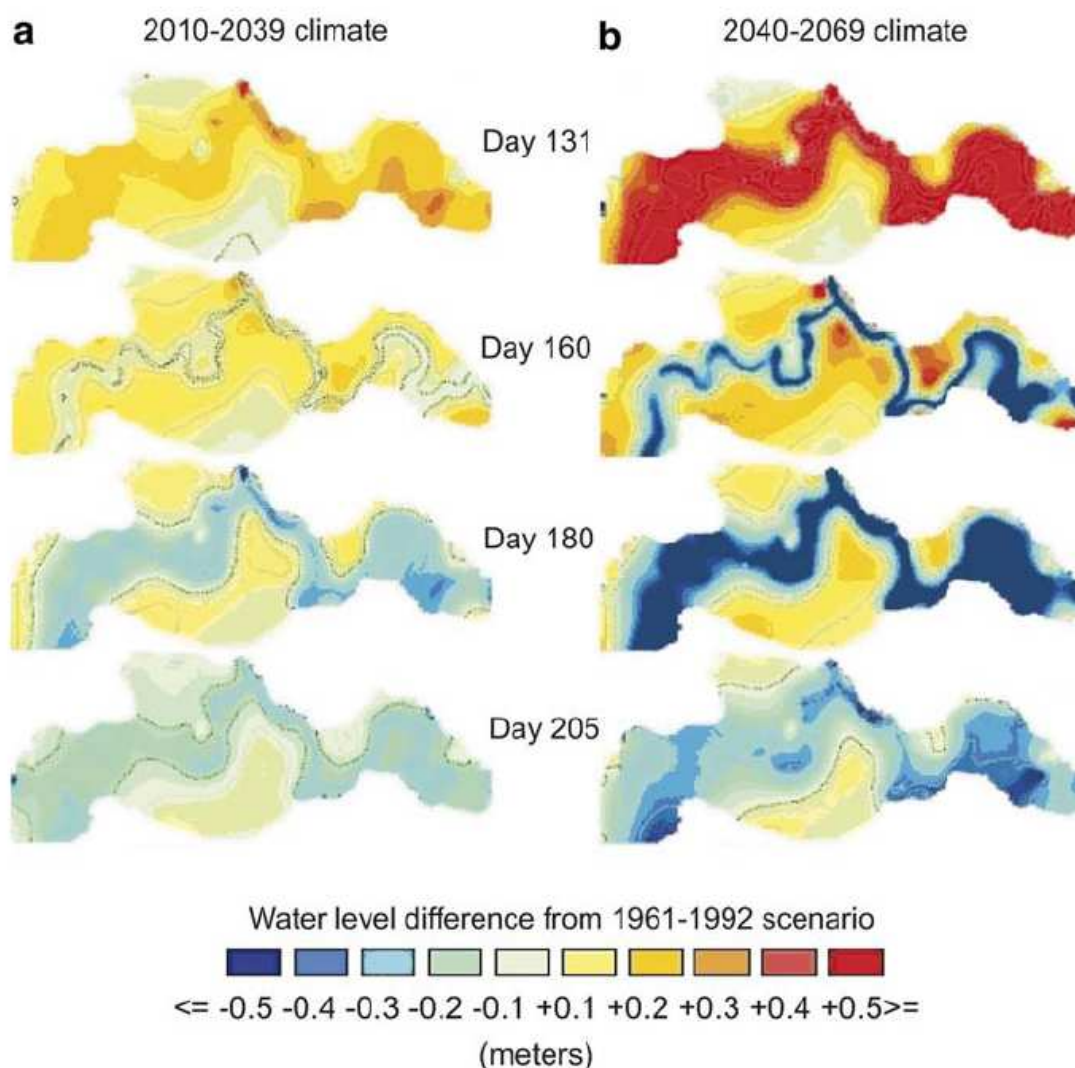


Fig. 57 – Diferenças ente os níveis de água entre as condições actuais e a) cenário futuro 2010-2039, b) cenário futuro 2040-2069.

Fonte: Scibek *et al.* (2007)

A alteração da qualidade da água do escoamento superficial em cenários de alteração climática depende também das alterações na vegetação induzida pelas alterações climáticas (e acção antrópica directa). Isto é ilustrado por Park *et al.* (2010) num estudo para uma bacia florestada na Coreia do Sul, onde se avaliam os impactos das alterações climáticas e alteração associada do coberto vegetal sobre as cargas poluentes derivadas de fontes de poluição não pontuais. Este trabalho considerou os cenários de emissões A1B e B1 SRES, e os dados downscaled do modelo climático global MIROC3.hires. Para a determinação da alteração do coberto foliar usou a relação entre o índice de área foliar (LAI), a temperatura e os dados do TerraMODIS. A simulação das alterações no escoamento e qualidade da água foi realizada com o modelo SWAT. De acordo com estes autores, há um aumento da carga total de N, devido ao aumento do escoamento subsuperficial e recarga. A diminuição da carga total de P deve-se à redução da carga de sedimentos durante os dias de chuva, pois o efeito do LAI sobrepõe-se ao do aumento da precipitação. Park *et al.* (2010) demonstraram ainda

que o aumento do LAI leva a um aumento da evapotranspiração, com a consequente redução da humidade do solo e da recarga. Isto tem como consequência o decréscimo das cargas de sedimentos em suspensão, de N e de P, devido à redução associada do escoamento e sua capacidade de carga. Este trabalho, embora efectuando numa zona climática distinta da mediterrânica, e com uma evolução do escoamento e recarga distinta da expectável para as áreas mediterrânicas, aponta para a importância de analisar os impactos da alteração da vegetação – e também das culturas e práticas agrícolas – em cenários de alteração climática sobre a qualidade das águas.

5.3 Alterações climáticas e seus impactos nos aquíferos costeiros

Além dos impactos devidos às alterações dos regimes de precipitação promovidos pelas alterações climáticas, os aquíferos costeiros estão sujeitos ainda a um outro conjunto de impactos, estes devidos à subida global do nível do mar, induzido pelas mesmas alterações climáticas. A alteração dos regimes de precipitação/recarga e do nível do mar tende a favorecer, em especial nas zonas semi-áridas, o avanço da intrusão salina. Embora a subida do nível do mar seja acompanhada na proximidade imediata do litoral pela subida da piezometria tal subida não se verifica para o interior do continente e deste modo o avanço da intrusão salina é potenciado (Sherif e Singh, 1999). Além do avanço da intrusão salina apenas devido a processos naturais, ocorre também a redução da espessura do corpo de água doce na fronteira com a água salgada, de acordo com estes mesmos autores.

No caso de aquíferos costeiros com pouca extensão para o interior, a subida do nível do mar pode ainda originar uma significativa perda de área emersa (Carneiro *et al.*, 2008) tanto por submersão das zonas litorais como por recuo da linha de costa por efeito da erosão. Contudo as pressões associadas ao avanço da intrusão salina podem ser moderadas por afluxos de água à zona costeira (ex.: por recarga artificial), pelos efeitos da vegetação sobre os volumes de recarga e, num conjunto completamente independente de processos, pelos efeitos tectónicos locais que ampliarão ou reduzirão o valor da subida do nível do mar.

Os impactos destas pressões dependem ainda de aspectos característicos de cada aquífero, como seja a sua geometria e características hidráulicas, ligação com os cursos de água superficiais (e a qualidade associada a esses cursos de água) ou mesmo a geometria e características geológicas do aquífero. Por exemplo, Carneiro *et al.* (2008), no seu estudo do aquífero costeiro de Saïdia, NE de Marrocos, refere que o aquífero é afectado não só pelas influências da água dos cursos de água que o delimitam como pela infiltração de águas salinas vindas de aquíferos adjacentes e que agravam as condições de intrusão salina já registada. A simulação das alterações neste aquífero para os cenários A1B, B1 e A1F1 do IPCC, considerando os efeitos de subida do nível do mar, recuo da linha de costa e alteração da recarga mostrou que no cenário climático mais desfavorável (A1F1) ocorre: 1) um considerável declínio do gradiente hidráulico – nalguns casos corresponde a uma redução de 60% dos valores actuais – e em consequência uma redução considerável dos recursos hídricos subterrâneos, mesmo nas proximidades dos rios, 2) a salinidade aumenta acentuadamente nas proximidades da linha de costa em recuo mas este aumento restringe-se a uma faixa muito estreita, ao longo da interface água doce/água salgada e 3) as relações hidráulicas entre os cursos de água e aquífero alteram-se, havendo aumento da influência do Oued Moulouya sobre o aquífero.

As relações entre o avanço da intrusão salina, as variações da recarga, ligações ao meio hídrico superficial (seja este a rede de drenagem ou uma rede de canais e drenos) e a subida do nível do mar são estudadas por Feseker (2007) num aquífero costeiro no NW da Alemanha. Este autor conclui que as trocas de água entre o meio aquífero e as águas superficiais, em particular nas zonas húmidas costeiras, são um processo fundamental na evolução da intrusão salina e que se a subida do nível do

mar provoca, nesta região, um rápido avanço da intrusão salina, tal avanço é contrariado pela rede de drenagem, que funcionará como fonte de recarga para o aquífero. Um dos aspectos importantes deste estudo é o de revelar que estes processos, e muito em especial os que resultam da alteração das condições de fronteira, ocorrem a escalas temporais de ordem decadal ou secular e portanto a distribuição dos gradientes de salinidade actuais (ou que venham a ocorrer por acção das alterações climáticas) não reflectem uma condição de equilíbrio. Assim, o sistema continuará a evoluir (em reposta às condições actuais) mesmo se a recarga não diminuir, os níveis de drenagem não forem alterados, etc.

O estudo de Sherif e Singh (1999) comprova a importância das características intrínsecas dos aquíferos, assim como do seu enquadramento geotectónico, na resposta à intrusão salina. Estes autores estudaram a intrusão salina em aquíferos com diferentes escalas e diferentes parâmetros hidráulicos e geometria (Delta do Nilo e aquífero de Madras na Índia) em condições de alterações climáticas. No aquífero do Delta do Nilo, espesso, detritico, semi-confinado na sua faixa de contacto com o mar, a subida do Mediterrâneo implicará a perda de cerca de 4 000 km² de terra emersa do delta e portanto os recursos hídricos subterrâneos a ela associados. A simulação da intrusão salina (sem considerar a perda de terras emersas) mostra um avanço da intrusão com a subida do nível do mar, tanto mais significativo quanto maiores forem os volumes de extracção de água do aquífero. Para o aquífero de Madras, que é um aquífero confinado, delimitado por espessas unidades argilosas no topo e na base, com uma espessura moderada e onde a recarga ocorre numa área longe da zona costeira e das zonas de extracção, a subida do nível do mar foi acompanhada de reduzido avanço da cunha salina (apenas algumas dezenas de metros contra distâncias de quilómetros no delta do Nilo). Segundo Sherif e Singh (1999) os aquíferos costeiros espessos, com gradientes hidráulicos suaves são os mais vulneráveis à intrusão salina sob condições de alterações climáticas. Deve contudo sublinhar-se que esta vulnerabilidade depende também das modificações dos aportes de água que chegam à zona litoral, o que depende da recarga dos aquíferos a montante. Esta recarga por sua vez depende também do coberto vegetal e em consequência das alterações de coberto vegetal que possam ser desencadeadas pelas alterações climáticas. Por exemplo, numa zona costeira dunar holandesa, Kamps *et al.* (2008) e de Witte (2008), avaliando o efeito da vegetação sobre a evapotranspiração e a recarga, observam que mesmo em condições de redução da precipitação ocorre um aumento da recarga, tanto mais acentuado quanto mais espessa for a zona não saturada. Deste modo projecta-se uma subida do nível freático e a oposição ao avanço da intrusão salina.

Além das pressões naturais exercidas pelas alterações climáticas sobre os aquíferos costeiros – alteração da recarga, intrusão salina, alteração do coberto vegetal – têm de considerar-se as antrópicas, que são provavelmente o mais importante conjunto de pressões que afectam os aquíferos costeiros. Destas pressões as mais significativas serão extracção de água para agricultura, favorecendo o retorno de águas ricas em sais e pesticidas por infiltração das águas de regadio e, eventualmente, o avanço da intrusão salina. Os impactos das acções humanas serão também variáveis em função das características dos aquíferos, volumes de extracção e sua alteração em função das estratégias de adaptação às alterações climáticas ou simplesmente a sua localização geográfica face a diferentes reservatórios de água. Por exemplo, no aquífero de Saïdia a prevista descida dos níveis piezométricos na principal região de bombagem é muito provavelmente pouco significativa dado situar-se nas proximidades imediatas do Rio Moulouya (Carneiro *et al.*, 2008). Noutros aquíferos similares mas sem cursos de água que possam estar em ligação hidráulica com o aquífero, este efeito moderador sobre as descidas dos níveis de água não se verificará.

Refira-se em conclusão que, para a região mediterrânica, a perda de recursos hídricos subterrâneos por avanço da intrusão salina associada às alterações climáticas, estudada por Ranjan *et al.* (2006), é da ordem de 0,028% por ano para o cenário SRES A2, tendo esta perda uma elevada

correlação com o decréscimo da precipitação. Estes mesmos autores relacionaram a perda de recursos hídricos subterrâneos com índices de aridez, concluindo que há correlação entre a perda destes recursos e as alterações climáticas para a zona mediterrânica. Esta perda de recursos terá efeitos adversos sobre as actividades socioeconómicas e poderá tornar-se mais crítica nas zonas costeiras, potenciando condições de sobreexploração dos recursos, originando um risco de degradação da sua qualidade e quantidade.

5.4 Alterações climáticas e seus impactos sobre a recarga de aquíferos

Como se referiu, ao modificarem os regimes de precipitação as alterações climáticas geram impactos sobre as recargas de aquíferos, o que origina pressões sobre a quantidade e qualidade dos recursos disponíveis e, por consequência, afecta as estratégias da sua gestão. Estas potenciais alterações na qualidade e quantidade dos recursos hídricos têm impactos sobre o funcionamento e vitalidade dos ecossistemas, muito em particular os ecossistemas dependentes das águas subterrâneas, como, por exemplo, zonas húmidas alimentadas por pontos de descarga dos aquíferos. Na generalidade dos casos, em cenários de admissível redução da precipitação, assume-se que ocorre uma redução da recarga e, com frequência, um aumento do escoamento superficial devido à maior concentração das chuvas em eventos de maior intensidade. Os impactos sobre a recarga são mais significativos em ambiente semi-árido, onde os recursos disponíveis superficiais são com frequência escassos e irregularmente distribuídos no tempo, obrigando à exploração dos reservatórios subterrâneos. Por exemplo, no estudo do aquífero de Saidia, Marrocos, onde a recarga corresponde apenas a 28% da precipitação, Carneiro *et al.* (2008) apresentam no Quadro 11 a variação da recarga em função da alteração da precipitação, para diferentes cenários de alteração climática. A redução da recarga é sempre superior à da precipitação (no caso dos cenários mais desfavoráveis é quase 10% superior). Como se trata de um aquífero costeiro, a redução da recarga associada à subida do nível do mar contribuirá para o avanço da intrusão salina e, ao mesmo tempo, para a redução da área emersa (e disponível para a recarga) do aquífero.

Quadro 11 – Variação das percentagens de recarga para diferentes cenários de alteração climática num aquífero costeiro em zona semi-árida mediterrânica.

Cenários IPPC	Δ Temperatura (°C)	Subida do Nível do Mar (m)	Δ Precipitação (%)	Δ Recarga (%)
B1	+ 1,1	0,18	- 6%	- 9%
A1B	+ 2,8	0,35	- 12%	- 19%
A1F1	+6,4	0,59	- 47%	- 47%

Fonte: Carneiro *et al.* (2008)

O impacto das alterações dos regimes de precipitação sobre as recargas é também registado por Herrera-Pantoja e Hiscock (2008), onde um decréscimo do valor total da precipitação leva a decréscimos significativos das recargas (que podem chegar aos 40%), mesmo verificando-se um aumento das precipitações de Inverno, o que aponta para a importância da sazonalidade – e os impactos sobre as alterações da frequência e intensidade dos eventos nessa sazonalidade – no controlo dos volumes de recarga. Por seu lado o aumento das temperaturas e a ocorrência de Verões mais secos leva, segundo Herrera-Pantoja e Hiscock (2008), a uma redução da estação de recarga durante o período de Inverno devido ao aumento dos défices de água no solo e ao maior tempo necessário para que estes sejam anulados. Ou seja, a avaliação dos impactos sobre os aquíferos não deve considerar apenas os volumes totais anuais mas também as variações sazonais na precipitação e como estas se reflectem na modificação dos volumes de recarga. Note-se que, nalgumas regiões, a

evolução do regime de precipitação no sentido do aumento das precipitações de Inverno pode originar subidas sazonais dos níveis piezométricos e promover inundações associadas às subidas destes níveis, afectando negativamente a actividade agrícola (Herrera-Pantoja e Hiscock, 2008).

Se se adicionar a esta análise as relações com o escoamento superficial, ter-se-á um quadro mais preciso dos impactos das alterações climáticas sobre os recursos hídricos subterrâneos. Tal análise foi efectuada por Goderniaux *et al.* (2009) para a bacia do Rio Geer na Bélgica, considerando o cenário de emissões A2 SRES e 6 cenários de alterações climáticas obtidos a partir de modelos climáticos regionais (RCMs) com projecções para o período 2071-2100. Estes modelos climáticos prevêem, Verões mais secos e Invernos mais quentes e húmidos. O resultado da avaliação das alterações na recarga com o modelo HydroGeoSphere, considerando em simultâneo as variações no escoamento superficial e sua interacção com as águas subterrâneas, associadas ao cálculo da evapotranspiração real como função da humidade do solo, revelou reduções muito significativas dos valores de recarga (Goderniaux *et al.*, 2009). Apesar destes autores admitirem o pressuposto optimista de uma manutenção das extracções, as simulações mostram significativos impactos das alterações climáticas nas recargas: 1) há uma redução acentuada dos níveis piezométricos, que podem descer entre 2 a 8 m, em função da localização dentro da bacia e do modelo climático adoptado e 2) uma maior variabilidade dos níveis piezométricos em zonas não saturadas com espessuras da ordem dos 8 m. Ao mesmo tempo ocorre uma redução do escoamento superficial entre 9 a 33%. A variação dos níveis freáticos em função de um ciclo de recarga, o qual é controlado pelos regimes de precipitação, é também referida por Squeo *et al.* (2006) que refere não só uma diminuição dos volumes de precipitação numa zona árida do Chile como, em associação, um aumento da variabilidade destes níveis freáticos, embora tal variabilidade seja também fortemente condicionada pelas características hidrogeológicas dos aquíferos. Com efeito, a resiliência dos aquíferos depende não apenas das taxas de recarga, e sua consequente modificação por efeito das alterações dos regimes de precipitação e temperatura, mas também de aspectos intrínsecos dos aquíferos, os quais podem minorar ou agravar o impacto destas alterações nos recursos disponíveis. Tais aspectos são, entre outros, a distância dos aquíferos ao litoral, a velocidade de circulação, o volume de armazenamento, a dimensão das zonas de recarga, etc.

A descida dos níveis piezométricos tem impactos significativos na vegetação (e sustentabilidade dos sistemas agrícolas) como se comprova pelo estudo de Zhao *et al.* (2005). Neste estudo da bacia do Rio Sangong, China, sito em ambiente semi-árido, a descida continuada dos níveis piezométricos – no caso devido à sobreexploração do aquífero para irrigação agrícola – na zona montante da bacia levou a uma degradação contínua do coberto vegetal. Por seu lado, na zona de jusante da bacia dá-se o processo inverso, com a subida dos níveis piezométricos, e a consequente salinização dos solos.

A questão das alterações dos níveis piezométricos devido às alterações climáticas é também abordada por Chen *et al.* (2004) para um aquífero carbonatado na região de Manitoba, Canadá, referindo os autores que os potenciais impactos das alterações climáticas sobre o aquífero serão uma redução da recarga, uma redução da qualidade das águas devido à intrusão de águas salinas e, interessantemente, um aumento dos tempos de residência devido a alterações nas propriedades hidráulicas do aquífero após prolongados períodos de seca. Assim, os impactos das alterações climáticas sobre o funcionamento dos aquíferos não são apenas condicionados pela variação dos volumes de precipitação e/ou da sua sazonalidade mas são-no também pela ocorrência e extensão de eventos prolongados de seca. Um aspecto de especial relevância para aquíferos cársicos, revelado por Chen *et al.* (2004), é o da influência da temperatura sobre os níveis piezométricos. Assim, de acordo com estes autores, em zonas onde estes aquíferos são superficiais, a temperatura tem maior impacto sobre os níveis do que a precipitação, provocando o seu abaixamento com o aumento da temperatura.

Tal facto ocorre porque a temperatura promove um aumento da evaporação e em consequência uma diminuição da recarga eficaz. Chen *et al.* (2004) admitem mesmo que, em condições de alteração climática, o efeito da temperatura sobre estes aquíferos muito superficiais possa tornar-se crítico. Este estudo sugere, portanto, que os impactos das alterações climáticas sobre os aquíferos não se restringem às modificações das recargas, motivadas pelas alterações nos volumes e regimes da precipitação mas também, nos aquíferos superficiais, a temperatura promove impactos significativos sobre a recarga, os níveis piezométricos e o funcionamento dos aquíferos. De facto, Chen *et al.* (2004) referem que nos aquíferos carbonatados superficiais um clima mais quente pode promover uma sua menor condutividade, e citam o trabalho de Larocque *et al.* (1998), onde se observou num aquífero cársico de França que, após rebaixamento dos níveis freáticos e dissecação de algumas condutas, a transmissividade se modificava.

Outro aspecto a considerar é o do controlo da recarga por parte da vegetação. As características radiculares são importantes no controlo da recarga e na redistribuição da água desde os aquíferos para a zona não saturada e vice-versa, consoante as necessidades da vegetação em água, como é referido em Blöschl *et al.* (2007). Os estudos acima foram realizados não tomando em consideração as alterações no funcionamento fisiológico do coberto vegetal, e consequente variação das necessidades em água, induzida pelas alterações climáticas. As modificações na temperatura, e em especial nos teores de CO₂ atmosférico, alteram as necessidades hídricas e a eficiência do aproveitamento da água por parte das plantas. Assim, quando se considera o funcionamento do coberto vegetal, em particular as alterações no funcionamento fisiológico das plantas, provocadas pelo aumento da temperatura, aumento das concentrações atmosféricas de CO₂ e redução da precipitação, a diminuição dos volumes de recarga pode ser menos drástica do que o expectável se se ignorar a resposta fisiológica das plantas às alterações climáticas. Eckhardt e Ulbrich (2003) ilustram a importância do efeito da vegetação sobre a recarga em cenários de alteração climática para uma zona montanhosa de baixa altitude que, embora nos Alpes, e portanto fora dum enquadramento semi-árido, sofre mesmo assim uma redução da precipitação e uma subida da temperatura e da evapotranspiração. Eckhardt e Ulbrich (2003) simularam os impactos sobre a recarga e o escoamento superficial com o modelo SWAT, considerando a influência do aumento das concentrações de CO₂ sobre a condutância estomatal e a área foliar. A área estudada é dominada por florestas, com apenas 5% de terra agrícola e 31% de pastos e baldios, sendo usados os cenários A1-high e B2-low do Projecto ACACIA, com as projecções climáticas para o período de 2070 a 2099. O que estes autores verificaram foi que as recargas médias anuais são pouco afectadas pelas alterações de temperatura e precipitação, devido em larga medida ao efeito das plantas. Estas, nas novas condições climáticas, reduzem o volume de água perdido para a evapotranspiração e, deste modo, reduzem o consumo de água. Com efeito, segundo estes autores as variações nas recargas e escoamentos superficiais são as apresentadas no Quadro 12.

Quadro 12 – Alterações da recarga para diferentes cenários de alteração climática em zona de floresta alpina.

Cenário ACACIA	Δ Temperatura (°C)	Δ Precipitação (%)	Δ Recarga (%)
B1-low	+ 1,4	0	- 3,0 **
A1-high	+ 4,65	- 1,3 *	- 7,5 **

*Na época húmida (Outubro a Abril) a variação de precipitação é de + 8% e na época seca (Maio a Setembro) a variação é de - 14,6%; **Para uma recarga actual de 184 mm/ano. Fonte: Adaptado de Eckhardt e Ulbrich (2003).

O que são valores inferiores ao expectável se não se considerasse a resposta fisiológica das plantas. Contudo, uma sobreestimativa desta resposta fisiológica pode dar a falsa noção de que as recargas podem ser muito pouco afectadas, como foi demonstrado por estes mesmos autores, que

obtem valores de variação de recarga de -0,3%, para o cenário B1, e -2,5% para o cenário A2 quando sobrevalorizam a condutância estomatal. O mais interessante deste estudo é que as maiores modificações ocorrem na variação sazonal das recargas, o que se relaciona também com as alterações dos ciclos vegetativos. Assim, segundo Eckhardt e Ulbrich (2003), a recarga e o escoamento superficial – no cenário A1, que é o mais desfavorável – podem sofrer reduções de mais de 50% no Verão, mantendo-se uma redução (embora menor) da recarga durante o Outono devido ao défice de água no solo (Fig. 58).

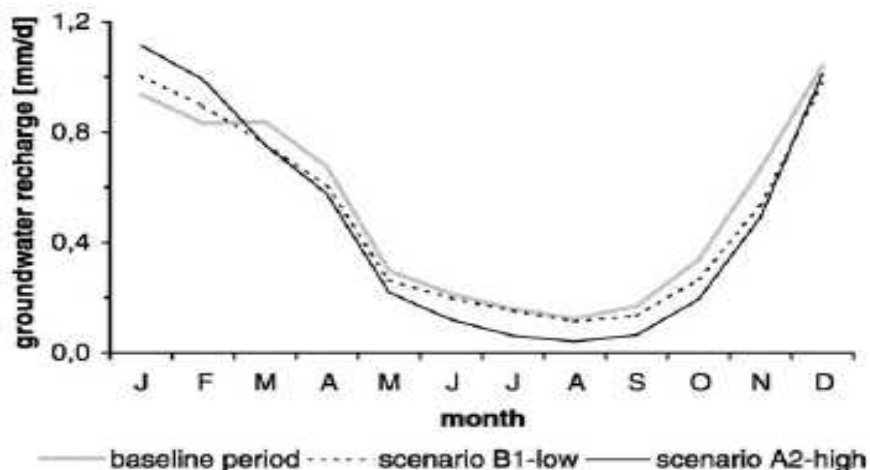


Fig. 58 – Variação sazonal da recarga em zona de floresta alpina

Fonte: Eckhardt e Ulbrich (2003)

Embora as características climáticas da área estudada por Eckhardt e Ulbrich (2003) sejam diferentes das do Algarve, estes resultados sublinham a importância da vegetação no controle das variações da recarga em cenários de alteração climática e da importância de conhecer as respostas fisiológicas das plantas a estas alterações para avaliar o seu impacto sobre o ciclo hidrológico, em especial na sua componente subterrânea. Como tipos distintos de vegetação terão necessidades hídricas distintas, e adaptações distintas às variações do clima, como aliás Nunes *et al.* (2008) sugere, e sendo espectável que a modificação do clima induza alterações no coberto vegetal, é importante compreender também que impactos as alterações no tipo e densidade da vegetação impõem sobre o ciclo hidrológico.

Squeo *et al.* (2006) afirmam que a capacidade das plantas em usarem diferentes tipos de abastecimento de água depende do seu sistema radicular. Plantas com sistemas radiculares superficiais são altamente dependentes dos eventos de precipitação e plantas com sistemas radiculares profundos ou dimórficos conseguem transferir a extracção de água das zonas superficiais para as mais profundas em função da alteração da disponibilidade em água na zona não saturada. Estes diferentes sistemas radiculares têm efeitos sobre a água que atinge os aquíferos. Assim, sistemas radiculares superficiais tendem a intersectar um maior volume de água infiltrada nos eventos de precipitação enquanto as plantas de sistemas radiculares profundos apenas são capazes de utilizar uma pequena fracção da precipitação no Inverno (Squeo *et al.*, 2006), abastecendo-se sobretudo da água existente em profundidade. O interessante é que as plantas de raízes dimórficas são capazes de realizar uma redistribuição hidráulica – movimentos ascensionais da água desde as zonas profundas para as superficiais em períodos de seca e no sentido inverso nos períodos húmidos – sugerindo Squeo *et al.* (2006) que estas são assim capazes de auxiliar na rápida recarga do aquífero desértico observado por estes autores. A ser assim a recarga é controlada, e sofre impactos, não apenas por factores abióticos (temperatura, precipitação) mas também pelo coberto vegetal. Deste modo

alterações ao coberto vegetal, em particular em sensíveis áreas desérticas e semi-desérticas, podem ter efeitos muito significativos sobre o regime de recargas dos aquíferos.

As modificações da precipitação, temperatura e coberto vegetal/necessidades hídricas das plantas induzidas pelas alterações climáticas actuam sobre a recarga via alterações nos regimes de humidade no solo. Por sua vez, a modificação dos regimes de humidade do solo em face das alterações climáticas depende da textura do solo, declive, coberto vegetal, proximidade às linhas de água e ligação hidráulica (estabelecida através das plantas) com os níveis freáticos, como exemplificam Jasper *et al.* (2006). Neste estudo as simulações sugerem que em condições mais quentes e com menores precipitações sazonais os teores de água no solo podem sofrer reduções significativas, levando a períodos mais frequentes e prolongados de stress hídrico. As reduções mais acentuadas, em termos relativos, registam-se em: 1) solos declivosos com baixa capacidade de armazenamento e 2) em solos de floresta (as menores reduções ocorrem em pastagens e terras agrícolas). Em termos de volume as reduções mais acentuadas da humidade no solo ocorrem em solos com bom fornecimento de água (ex.: ao longo de cursos de água), estando a persistência de períodos extremos de teores mínimos de água no solo relacionada com coberto vegetal de pastagens ou terra agrícola. Nestas regiões a zona radicular está com frequência ligada à zona saturada e a subida capilar contrabalança a diminuição do teor de água no solo durante boa parte da estação de crescimento. Porém, nos cenários de alteração climática a perda de ligação entre a zona saturada e a zona radicular ocorre muito mais cedo no ano e a partir desta perda de ligação o teor de água no solo diminui muito rapidamente (Jasper *et al.*, 2006). Nos solos de maior declive as simulações indicam uma menor redução do volume de água no solo mas um aumento dos períodos críticos. Nestes solos o teor de água no solo é controlado não pelas transferências entre a zona saturada e solo via raízes (a influência da profundidade da zona saturada sobre a zona radicular é reduzida), mas decresce em função do decréscimo da precipitação e aumento da evapotranspiração (Jasper *et al.*, 2006). Nos solos agrícolas de textura franca e declives de 2 %, a redução dos volumes de água no solo em cenários de alteração climática, está associada a um acentuado decréscimo nos níveis freáticos (Jasper *et al.*, 2006). Estes autores revelam que a profundidade ao nível de água desempenha um papel chave nos balanços de água no solo em solos planos ou de baixa inclinação, e é particularmente importante em zonas onde os fluxos subterrâneos laterais podem originar zonas mais ou menos húmidas. Jasper *et al.* (2006) referem que, independentemente da dimensão das variações absolutas ou relativas dos teores de água no solo, o risco ecológico está relacionado com a água disponível. Assim, em zonas com disponibilidades em água já em valores críticos, pequenas variações absolutas mas grandes em termos relativos (sazonais) podem gerar condições mais frequentes de stress hídrico. O aumento da extensão dos períodos de stress hídrico e a sua maior intensidade coloca desafios à gestão dos recursos hídricos, em especial nas zonas de ocupação agrícola. Por seu lado a alteração dos teores de água no solo vai afectar os regimes de recarga, pelo que períodos mais prolongados de stress hídrico corresponderão a períodos mais prolongados de ausência de recarga.

A questão da avaliação dos volumes de recarga em condições de alterações climáticas é crítica para a gestão dos recursos hídricos em zonas agrícolas irrigadas situadas em regiões áridas e semi-áridas. Ficklin *et al.* (2010) estudaram o efeito das alterações na temperatura e concentração atmosférica de CO₂ (pouco de parte as variações na precipitação) sobre a recarga em zonas de cultivo irrigadas numa região semi-árida da Califórnia. Este estudo visou simular os impactos das alterações climáticas sobre os processos hidrológicos na zona vadosa e sobre a recarga, considerando diferentes tipos de cultivares. Um dos aspectos revelados no estudo foi o de que a recarga pode ser muito sensível às alterações climáticas e especificamente às subidas da temperatura e das concentrações de CO₂. Para um aumento da temperatura ocorre uma redução da recarga nos campos irrigados de alfalfa e amendoais e um aumento da recarga nos de tomate, porque as temperaturas mais elevadas provocaram uma alteração temporal nos padrões de crescimento das plantas, evapotranspiração e

necessidades de irrigação (Ficklin *et al.*, 2010). Por seu lado, o aumento das concentrações de CO₂ provocou no geral a redução da recarga em todos os terrenos irrigados porque, segundo os mesmos autores, ocorreu redução da evapotranspiração e portanto uma diminuição da água usada para irrigação. A subida conjugada da temperatura e da concentração de CO₂ provocou a redução da recarga cumulativa, para a maioria dos cenários e todas as culturas, como se pode ver na Fig. 59. De acordo com esta figura, a alfalfa é o cultivar associado a menor variação de recarga entre a situação de referência e as dos cenários climáticos, que é contudo sempre uma variação no sentido da redução da recarga, sendo o seu maior decréscimo de 8,4% para $\Delta T = + 6,4^{\circ}\text{C}$ e CO₂ = 970 ppm. Para os amendoais o maior decréscimo (13,2%) ocorre para uma $\Delta T = + 6,4^{\circ}\text{C}$ e a maior subida da recarga (0,2%) ocorre para $\Delta T = + 1,1^{\circ}\text{C}$ e/ou $\Delta T = + 1,1^{\circ}\text{C}$ e CO₂ = 550 ppm. Para o tomate a recarga tem subidas entre 9,5% e 22,2% para $\Delta T = + 1,1^{\circ}\text{C}$ e 6,5 °C respectivamente e descidas, que podem atingir um máximo de 95,3%, quando CO₂ = 970 ppm.

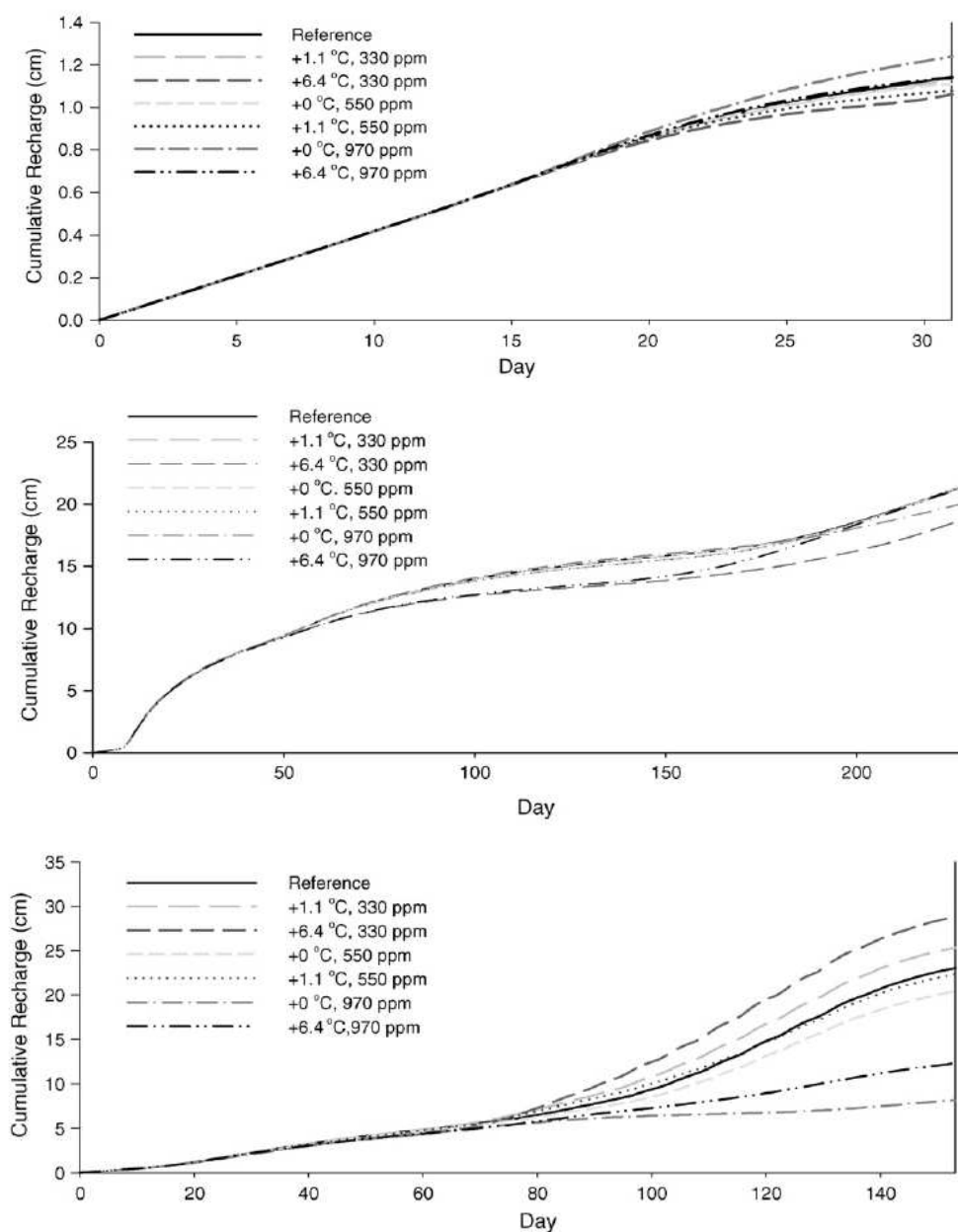


Fig. 59 – Recarga cumulativa para alfalfa (topo), amendoais (centro) e tomate (base) para diferentes cenários de alterações climáticas

Fonte: Ficklin *et al.* (2010)

Este estudo de Ficklin *et al.* (2010) sugere assim três aspectos importantes num ambiente agrícola de regadio em regiões semi-áridas: 1) os impactos sobre a recarga dependem não apenas das mudanças nos regimes de precipitação mas também, e não insignificadamente, das subidas na temperatura e concentração de CO₂, 2) a irrigação é uma importante componente da recarga de aquíferos e alterações nos seus regimes temporais ou volumes têm impactos directos sobre esta e 3) culturas diferentes têm respostas diferentes em termos de recarga, para similares alterações de temperatura e concentração de CO₂, sugerindo no caso que as culturas de tomate necessitam de uma maior irrigação (o que por sua vez se traduz por uma maior recarga dos reservatórios subterrâneos).

Tal como para o escoamento superficial, também as alterações da recarga por acção das alterações climáticas têm impactos sobre a qualidade da água. Younger *et al.* (2002) estudaram o impacto das alterações climáticas sobre a recarga, dinâmicas de fluxos e padrões de armazenamento para um conjunto de aquíferos cársicos³ de diversas regiões da Europa, concluindo que nas regiões de Anio e de Tramuntana, Espanha, ocorrerá um decréscimo de 8% a 16% da recarga. Por seu lado, o aumento das concentrações de CO₂ atmosférico leva a um aumento da dureza da água, o qual pode ser exacerbado pela redução da diluição, em consequência da redução da recarga (Younger *et al.*, 2002). Quando se entra em consideração com a elevada variabilidade interanual da recarga as previsões sugerem que os eventos de seca, terão impactos mais severos, ou seja, o aumento da variabilidade interanual pode originar impactos mais graves sobre os recursos hídricos, e não apenas ao nível quantitativo, do que as reduções nos valores totais da precipitação (Younger *et al.*, 2002).

Impactos das alterações climáticas sobre a qualidade das águas foram também sugeridos por Stigter *et al.* (2009) para o sistema aquífero Querença-Silves. Com efeito, a redução da recarga, associada à ligação hidráulica ao Rio Arade, pode promover condições de descida dos níveis freáticos, favorecendo a entrada de água salobra do rio e a consequente salinização do aquífero. Até ao momento, mesmo em condições de seca (como em 2005), foi mantida a boa qualidade da água devido às suas elevadas recarga, velocidades de circulação, e localização a alguma distância da linha de costa (Stigter *et al.*, 2009). Reduções futuras das taxas de recarga poderão alterar este panorama. De acordo com Stigter *et al.* (2009), para o sistema aquífero de Querença-Silves uma redução da recarga de até 40% (ou da disponibilidade de água devido à conjugação da redução da recarga com as necessidades dos ecossistemas dependentes das águas subterrâneas) não parece fazer reduzir o volume de água disponível para o abastecimento doméstico municipal. Contudo, no caso do sistema aquífero de Mexilhoeira Grande-Portimão, de dimensões significativamente menores, estes autores projectam uma pequena redução da água disponível para este consumo (Quadro 13; Q^e corresponde a uma redução de 40% dos volumes de recarga).

Quando se considera, no entanto, o volume de extracções para a rega, e períodos prolongados de seca, as simulações de Lopes *et al.* (2005) apresentam um cenário completamente diferente, onde os rebaixamentos dos níveis são acentuados e a possibilidade de influência das águas salobras do rio Arade sobre o aquífero – degradando a qualidade das águas deste – tem a possibilidade de ocorrer.

³ Admissivelmente aquíferos mais sensíveis em termos de alteração dos padrões de recarga do que outros tipos de aquíferos.

Quadro 13 – Consumos e recursos disponíveis em função das variações de recarga em condições de alteração climática

Code	Name	Q_{scr}^a ($hm^3 yr^{-1}$)	Q_{agr}^b ($hm^3 yr^{-1}$)	Q_{tot}^c (% R_n)	Q_{scr,R_n}^d ($hm^3 yr^{-1}$)	$Q_{scr,0.6 R_n}^e$ ($hm^3 yr^{-1}$)
M2	Almádena – Odeáxere	5.2	2.6	47%	5.2	5.2
M3	Mexilhoeira Grande – Portimão	2.9	2.0	61%	2.9	2.8
M5	Querença – Silves	21.5	31.0	56%	21.5	21.5
M8	S. Brás de Alportel	5.5	1.0	117%	4.5	2.3
M9	Almansil – Medronhal	6.0	2.0	123%	4.5	1.9
M14	Malhão	2.5	0.5	98%	2.5	1.3
Total		43.6	42.1		41.1	35.0

^a installed yield from selected municipal wells based on screening procedure

^b groundwater consumption rate of agriculture

^c $Q_{scr} + Q_{agr}$, as % of mean annual recharge R_n

^d maximum available yield from municipal wells so that Q_{tot} does not exceed 100% of R_n

^e maximum available yield from municipal wells so that Q_{tot} does not exceed 60% of R_n

Fonte: Stigter *et al.* (2009)

Estas questões levantam o problema do que pode ser considerado recurso sustentável no que se refere à recarga. A percentagem de recarga que possa ser considerada recurso sustentável dependerá de factores como alterações climáticas, enquadramento hidrogeológico, localização dos furos de extracção e existência de ecossistemas dependentes das águas subterrâneas (Stigter *et al.*, 2009). Factores como a alteração do comportamento fisiológico do coberto vegetal, da composição e densidade deste mesmo coberto vegetal, tipo de solo, espessura da zona não saturada, declive, ligações com o meio hídrico superficial afectam também esta percentagem de recarga passível de ser considerada recurso sustentável em condições de alteração climática.

Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil

Setembro de 2010

VISTOS

J.P. Cárcomo Lobo Ferreira
Chefe do Núcleo de Águas Subterrâneas

Rafaela de Saldanha Matos
Directora do Departamento de Hidráulica e
Ambiente

AUTORIAS

Luís G. S. Oliveira
Mestre em Engenharia do Ambiente
Bolseiro de Investigação
Núcleo de Águas Subterrâneas

Maria Emila Novo
Geóloga, Doutora em Ciências do Ambiente
Investigadora Auxiliar
Núcleo de Águas Subterrâneas

Ana Patrícia Terceiro
Mestre em Engenharia do Ambiente
Bolseira de Experimentação
Núcleo de Águas Subterrâneas

J.P. Cárcomo Lobo Ferreira
Doutor Eng. Civil
Investigador-Coordenador
Núcleo de Águas Subterrâneas

Bibliografia

A

Ambrósio e Ambrósio de Sousa (2008) – *A Dessalinização como complemento do abastecimento público de água no Algarve*. Comunicação publicada na Acta do 9º Congresso da Água da APRH. 2 a 4 de Abril, Cascais, 12 pp.

Anagnostopoulou, C., Tolika, K., Maheras, P. (2009) – *Classification of Circulation Types: A New Flexible Automated Approach Applicable to NCEP and GCM Datasets*. Revista “Theoretical and Applied Climatology” 96, páginas 3-15

Angelakis, A. (2004) - *Why is water reuse so important the EU? Drivers, benefits and trends*. Documento desenvolvido pela EUREAU – European Union of National Associations of Water Suppliers and Waste Water Services para a Agência Europeia do Ambiente. 7 pp. Disponível na URL: http://technologies.ew.eea.europa.eu/technologies/resourc_mngt/water_use/2004.12.13-A_Angelakis-Water Reuse_final.pdf/

B

Batelaan, O., Witte, J.P.M. (2008) – *Ecology & Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems*. Proceedings of the 28th Annual Conference of the International Association of Hydrogeologists (Irish Group), Tullamore, Ireland, 22

Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M., Dorninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P., Szolgay, J. (2007) – *At What Scales do Climate Variability and Land Cover Change Impact on Flooding and Low Flows*. Revista “Hydrological Processes”, Janeiro, 8, Invited Commentary, pp. 11.

Bobba, A.G., Singh, V.P., Jeffries, D.S., Bengtsson, L. (1997) – *Application of a Watershed Runoff Model to North-East Pond River, Newfoundland: to Study Water Balance and Hydrological Characteristics Owing to Atmospheric Change*. Revista “Hydrological Processes” 11, páginas 1573-1593.

Bower (2002) – *Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering*, Revista “Hydrogeology Journal” 10, página 121.

Bricelj, M. (2003) - *Microbial tracers in groundwater research*. Revista “Materials and Geoenvironment” 50 (1), páginas 67-70.

Bricelj, M., Curk, B. (2006) - *Bacteriophages retardation in the epikarstic zone*. Proceedings of the 8th conference on limestone hydrogeology, Neuchâtel, Switzerland, pp. 43-47.

Brown, R.F. e Signor, D. C. (1974) – *Artificial recharge – State of art*. Revista “Groundwater” 12, páginas 152 -162.

Burlando, P., Rosso, R., (2002a)) – *Effects of Transient Climate Change on Basin Hydrology. 1. Precipitation Scenarios for the Arno River, Central Italy*. Hydrological Processes, Vol. 16, pp. 1151-1175.

Burlando, P., Rosso, R., (2002b)) – *Effects of Transient Climate Change on Basin Hydrology. 2. Impacts of Runoff Variability in the Arno River, Central Italy*. Revista “Hydrological Processes” 16, páginas 1177-1199.

Buros, O. K. (2000) - *The ABCs of Desalting*. Publicação da International Desalination Association. 32 pp. Disponível na URL: <http://www.idadesal.org/pdf/ABCs1.pdf>

Burn, D.H., Sharif, M., Zhang, K. (2010) – *Detection of Trends in Hydrological Extremes for Canadian Watersheds*. Revista “Hydrological Processes” 24, páginas 1781-1790.

C

Carneiro, J.F., Boughriba, M., Correia, A., Zarhloule, Y., Rimi, A., El Houadi, B. (2008) – *Climate Change Impact in a Shallow Coastal Mediterranean Aquifer at Saïdia, Morocco*. 20th Salt Water Intrusion Meeting, Junho 23-27, Naples, Florida, USA, pp. 30-33

Chen, Z., Grasby, S.E., Osadetz, K.G. (2004) – *Relation between Climate Variability and Groundwater Levels in the Upper Carbonate Aquifer, Southern Manitoba, Canada*. Revista “Journal of Hydrology” 290, páginas 43-62.

Chen, Y., Takeuchi, K., Xu, C., Chen, Y., Xu, Z. (2006) – *Regional Climate Change and its Effects on River Runoff in the Tarim Basin, China*. Revista “Hydrological Processes” 20, páginas 2207-2216.

Chenini I. e Mammou A. B. (2010) – *Groundwater recharge study in arid region: An approach using GIS techniques and numerical modeling*. Revista “Computers & Geosciences” 36, páginas 801-817.

Chowdhury, C. A., Jha, M. K. e Chowdary, V. M. (2010) – *Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques*, Revista “Environmental Earth Sciences” 59, páginas 1209-1222.

Chrysikopoulos, C. V., Masciopinto, C., Mantia, R. L. e Manariotis, L. D. (2010) - *Removal of Biocolloids Suspended in Reclaimed Wastewater by Injection into a Fractured Aquifer Model*. Revista: “Environmental Science & Technology” 44 (3), páginas 971-977.

Corapcioglu, M., Vogel, J., Munster, C., Pillai, S., Dowd, S., Wang, S. (2006) – *Virus transport experiments in a sandy aquifer*. Revista “Water, Soil and Air Pollution” 169, páginas 47-65.

Costa, M.C., Santos, J., Reis, M.P., Nunes, L., Dill, A.C. (2002). *Influência da maré no escoamento e no transporte observada durante o ensaio de traçadores com bacteriófagos no aquífero superior de Troia*. Comunicação publicada na Acta do 6º Congresso da Água: A Água é D'ouro. 18 a 22 de Março, Porto, Portugal.

Cruz P. (2010) – *Política de reutilização de águas residuais em Portugal – Caso do Algarve*. Comunicação oral da Administração da Região Hidrográfica do Algarve para o seminário “Reutilização de Águas Residuais”. 20 Janeiro, ISEL. Apresentação em formato powerpoint.

D

Diamantino, C. (2009) – *Recarga artificial de aquíferos – Aplicação ao Sistema Aquífero da Campina de Faro*. Dissertação submetida à Universidade de Lisboa / LNEC para obtenção do grau de Doutora em Geologia (Hidrogeologia). Universidade de Lisboa. Lisboa. 326 pp.

Díaz, J. M. M., Geta, J. A. L., Machuca, M. M., Campos, J. C. R., Laso, C. M. e Parra, T. P. (1991) – *Tecnología básica de la recarga artificial de aquíferos*. Número ISBN: 84-7840-060-5.

Díaz, J.M.M., Gómez, J.A.O., Armayor, J.L. e Castano, S.C. (2000) – *Recarga Artificial de Acuíferos. Síntesis Metodológica. Estudio. Actuaciones Realizadas en La Provincia de Alicante*. Edições López Geta, J.A. Hernández, L.R. Disponível na página da Internet do Instituto Geológico e Mineiro de Espanha. Disponível em URL: http://www.igm.es/internet/web_águas/igme/publica/libro36/lib36.html.

Dillon, P. e Molloy, R. (2006) – *Technical Guidance for ASR - Developing Aquifer Storage and Recovery (ASR) Opportunities in Melbourne*. CSIRO Land and Water Science Report 4/06, Australia, CSIRO Land and Water. Disponível em URL: http://www.smartwater.com.au/downloaddocs/Technical_Guidelines_for_ASR.pdf

Dillon, P., Page, D., Pavelic, P., Toze, S., Vanderzalm, J. e Levett, K. (2009) - *Australian Guidelines For Water Recycling: Managing Health And Environmental Risks (Phase 2): Managed Aquifer Recharge*. Relatório técnico desenvolvido para a “National Water Quality Management Strategy” da Austrália. Publicação das seguintes instituições australianas: Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, and the National Health and Medical Research Council. Julho 2009. 252 pp.

Dolnicar S. e Schafer A. (2007) - *Desalination and Recycling: Australians raise health, environment and cost concerns*. Revista “Desalination and Water Reuse” 16, No. 4 Fevereiro/Março 2007, páginas 10 – 15.

E

Eckhardt, K., Ulbrich, U. (2003) – *Potential Impacts of Climate Change on Groundwater Recharge and Streamflows in a Central European Low Mountain Range*. Revista “Journal of Hydrology” 284, páginas 244-252.

Esteves, N. P. (2007) – *Optimização da configuração de módulos enrolados em espiral em unidades de dessalinização de água do mar por osmose inversa*. Dissertação apresentada à Universidade da Madeira para a obtenção do grau de Doutor. Universidade da Madeira. Funchal. 192 pp.

F

Fahlman S. (1988) – *Faster Learning Variations on Back-propagation. An Empirical Study*. Proceedings of 1988 Connectionist Models Summer School, published by Morgan Kaufmann.

Ferreira da Silva, J. (2003) – *Gestão otimizada à escala regional de sistemas aquíferos potencialmente sujeitos à intrusão salina. Um modelo global para o uso sustentável da água em regiões costeiras*. Dissertação submetida à Universidade do Minho para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Guimarães. 410 pp.

Feseker, T. (2007) – *Numerical Studies on Saltwater Intrusion in a Coastal Aquifer in Northwestern Germany*. Revista “Hydrogeology Journal” 15, páginas 267-279.

Ficklin, D.L., Luedeling, E., Zhang, M., (2010) – *Sensitivity of Groundwater Recharge under Irrigated Agriculture to Changes in Climate, CO₂ Concentrations and Canopy Structure*. Revista “Agricultural Water Management” 97, páginas 1039-1050.

Fritzmann, C., Löwenberg, J., Wintgens, T. e Melin, T. (2007) - *State-of-the-art of reverse osmosis desalination*. Revista: “Desalination”, 216, páginas 1- 76.

Fujihara, Y., Tanaka, K., Watanabe, T., Nagano, T., Kojiri, T. (2008) – *Assessing the Impacts of Climate*

Change on the Water Resources of the Senyhan River Basin, Turkey: Use of Dynamically Downscaled Data for the Hydrologic Simulations. Revista “Journal of Hydrology” 353, páginas 33-48.

G

Gale, I. e Dillon, P. (2005) – “Strategies for managed aquifer recharge in semi-arid áreas”, Editado por Ian Gale. Compilado por International Association of Hydrogeologists - Commission on Management of Aquifer Recharge IAH – MAR, with the support of UNESCO International Hydrological Programme (IHP), Project on Artificial Recharge and Management of Water Resources in Arid and Water Scarce Zones (UNESCO G-WADI) and the British Department for International Development (DFID) (Disponível em URL: http://www.iah.org/recharge/pdf/MAR_strategies.pdf).

Gamito, P. e Arsénio, A. (1998) – *Disponibilidade e qualidade das águas residuais tratadas para rega no Algarve.* Comunicação publicada na acta do 4º Congresso da Água da APRH. 23 a 27 de Março, FIL, Lisboa. 12 pp.

Goderniaux, P., Brouyère, S., Fowler, H.J., Blenkinsop, S., Therrien, R., Orban, P., Dassargues, A., (2009) – *Large Scale Surface-Subsurface Hydrological Model to Assess Climate Change Impacts on Groundwater Reserves.* Revista “Journal of Hydrology” 373, páginas 122-138.

H

Herrera-Pantoja, M., Hiscock, K.M. (2008) – *The Effects of Climate Change on Potential Groundwater Recharge in Great Britain.* Revista “Hydrological Processes” 22, páginas 73-86.

Hibbert, A.R. (1983) – *Water Yield Improvement Potential by Vegetation Management on Western Rangelands.* Revista “Water Resources Bulletin” 19, páginas 375-381.

Huxman, T.E., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Scott, R.L., Snyder, K.A., Small, E.E., Hultine, K., Pockman, W.T., Jackson, R.B. (2005) – *Ecohydrological Implications of Woody Plant Encroachment.* Revista “Ecology” 86, N.º 2, páginas 308-319.

IAHS - International Association of Hydrological Sciences (2004) – *Wastewater re-use and groundwater quality.* Publicação com artigos apresentados no simpósio International Union of Geophysics and Geodesy (IUGG) de 2003. Edição de Steenvoorden, J. H. A. M. e Theodore, A. 111 pp.

IGRAC (2004) - *Global Groundwater Information System* (2004, pesquisa em 2010). Disponível em URL: www.igrac.nl.

Ittersum, M.K., Howden, S.M., Asseng, S. (2003) – *Sensitivity of Productivity and Deep Drainage of Wheat Cropping Systems in a Mediterranean Environment to Changes in CO₂, Temperature and Precipitation.* Revista “Agriculture Ecosystems & Environment” 97, páginas 255-273.

J

Jaber J. O. e Mohsen M. S. (2001) - *Evaluation of non-conventional water resources supply in Jordan.* Revista “Desalination” 136, páginas 83-92.

Jasper, K., Calanca, P., Fuhrer, J. (2006) – *Changes in Summertime Soil Water Patterns in Complex Terrain Due to Climatic Change.* Revista “Journal of Hydrology” 327, páginas 500-563.

Jolly, I.D., McEwan, K.L., Holland, K.L. (2008) – *A Review of Groundwater-Surface Water Interactions in*

Arid/Semi-arid Wetlands and the Consequences of Salinity for Wetland Ecology. Revista “Ecohydrology” 1, páginas 43-58.

K

Kamps, P., Nienhuis, P., Witte, F. (2008) – *Effects of Climate Change on the Water Table in the Coastal Dunes of the Amsterdam Water Supply*. Proceedings da conferência “MODFLOW2008: MODFLOW and More – Ground Water and Public Policy”, 18 a 21 de Maio, realizada por The Colorado School of Mines, Golden, Colorado, USA, pp. 5.

Kutiel, H., Paz, S., Reiser, H., Aviad, Y. (2009a)) – *Deliverable D22: “Time Series Generator – Operational Manual”*. Laboratory of Climatology, Department of Geography & Environmental Studies, University of Haifa.

Kutiel, H., Paz, S., Reiser, H. (2009b)) – *Deliverable D225: “WP 2 – Final Report: Activities during the period November 2007-April 2009”*. Laboratory of Climatology, Department of Geography & Environmental Studies, University of Haifa.

Kutiel, H., Paz, S., Reiser, H., Wittenberg, L. (2006) – *WP 2 - Rainfall Uncertainty Model*. Laboratory of Climatology, Department of Geography & Environmental Studies, University of Haifa. PowerPoint, 45 slides. WP-02 Gabardine Meeting #3, Lisboa, 5-9 Novembro.

L

Lambrakis, N., Kallergis, GT. (2001) – *Reaction of Subsurface Coastal Aquifers to Climate and Land Use Changes in Greece: Modelling of Groundwater Refreshing Patterns under Natural Recharge Conditions*. Revista “Journal of Hydrology” 245, páginas 19-31.

Larocque, M., Mangin, A., Razack, M., Banton, O. (1998) – *Contribution of Correlation and Spectral Analysis to the Regional Study of a Large Karst Aquifer (Charente, France)*. Revista “Journal of Hydrology” 205, páginas 217-231.

Lee, K.S., Chung, E.-S. (2007) – *Hydrological Effects of Climate Change, Groundwater Withdrawal and Land Use in a Small Korean Watershed*. Revista “Hydrological Processes”, páginas 3046-3056.

Lobo Ferreira, J.P. (2007) – *First Year Achievements of Gabardine Project in Portugal*. Seminário sobre Águas Subterrâneas, 1 e 2 de Março de 2007, organizado por APRH, pp. 10.

Lobo Ferreira, J.P. (2008) – *Apresentação dos objectivos e dos resultados alcançados para o Algarve no Projecto Gabardine e na Acção de Coordenação ASEMWaterNet*, Workshop International Year of Planet Earth (IYPE) - “Groundwater: reservoir for a thirsty planet. Aquifer storage and recovery methodologies aiming at drought mitigation and integrated water resource Management of the Algarve”, Centro de Congressos do LNEC, 27 de Novembro de 2008 (comunicação oral).

Lobo Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., Diamantino, C. (2006) – *Hydrological Budgets - Methodology and Software Design*. PowerPoint, 14 slides, WP-02 Gabardine Meeting #3, Lisboa, 5-9 Novembro.

Lopes, A.R., Rodrigues, R., Orlando, M. (2005) – *O Aproveitamento Hídrico Sustentável dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Sistema Aquífero Querença-Silves na Seca de 2004/2005*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, Direcção de Serviços de Recursos Hídricos, pp28. In: http://snirh.pt/snirh/download/relatorios/saquifero_m5_mar05.pdf.

M

Maheras, P., Tolika, K., Anagnostopoulou, C., Kostopoulou, E. (2009) – *Deliverable D25: Downscaled Scenarios (dynamical and statistical) based on GCMs outputs for the end of the 21st century for each test site. Assessment of Uncertainties Associated with the Scenarios*. Aristotle University of Thessaloniki (AUTH).

Malheiro, P. (2005) – “Falta de barragens agrava a seca”, Jornal “Água e Ambiente”, nº 77, Abril de 2005.

Marecos do Monte, H. e Albuquerque, A. (2010) – *Reutilização de Águas Residuais*. Guia técnico da Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e resíduos/ISEL. Lisboa. 320 pp.

Marks, D. H., Balaban, M., Falagan, B. A., Jacangelo, J. G., Jones, K. I., Koros, W. J., Letey, J. J., Pankratz, T. M., Sakaji, R. H., Turner, C. D. e Wilf, M. (2004) – *Review of the desalination and water purification technology roadmap*. National Research Council Of The National Academies. Publicação: The National Academies Press, Estados Unidos da América. 76 pp.

Martins, A., Freire, J., Sousa, J. e Ribeiro, A. (2008) – *Potencialidades de reutilização de águas residuais para rega de campos de golfe na região do Algarve*. Trabalho desenvolvido para as Águas do Algarve. Faro. 12 pp.

Medeiros, Y.D.P. (2003) – *Análise dos Impactos das Mudanças Climáticas em Região Semi-Árida*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 8, n.º 2, páginas 127-136.

Mendonça, L., Almeida, C. (2003) – *A Exploração de Recursos Hídricos Subterrâneos: O Exemplo do Sistema Aquífero Querença-Silves*. Revista Recursos Hídricos, APRH, Vol. 24, n.º 3, pp. 53-61, In: e-geo.ineti.pt/edicoes_online/obras/costa_almeida/tp067.pdf.

Monteiro, J.P. (2006) – *Mudanças no Uso, Gestão e Conhecimento da Água na Segunda Metade do Século XX: O Caso do Algarve*. Congresso Ibérico sobre Gestão e Planeamento da Água. Fundação Nova Cultura da Água. Faro, Dezembro de 2006. pp. 10.

Monteiro, J.P., Ribeiro, L., Reis, E., Martins, J., Matos Silva, J. (2007) – *Modelling Stream-Groundwater Interactions in the Querença-Silves Aquifer System*. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon. Portugal. pp 41-42, doc. elect. in CD Rom, pp.10.

N

Nunes, J.P., Seixas, J., Pacheco, N.R. (2008) – *Vulnerability of Water Resources, Vegetation Productivity and Soil Erosion to Climate Change in Mediterranean Watersheds*. Revista “Hydrological Processes” 22, páginas 3115-3134.

O

Oliveira, L.G.S. (2007) – *Soluções para uma gestão adequada de bacias hidrográficas e de sistemas aquíferos, em cenários de escassez hídrica extrema: Aplicação ao sistema aquífero Querença-Silves (Algarve) no âmbito da Acção de Coordenação ASEMWaterNet*, Dissertação submetida à Universidade Técnica de Lisboa para a obtenção do título de Mestre em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. 87 pp.

Oliveira, L., Oliveira, M.M. e Lobo Ferreira, J.P. (2008) – *Índice de suporte à escolha de áreas favoráveis à recarga artificial (GABA - IFI) e aplicação à zona Oeste do sistema aquífero de Querença-*

Silves. Comunicação publicada na acta do 9.º Congresso da Água. 2 a 4 de Abril, Cascais. 12 pp.

Oweis, D. Prinz and A. Hachum, *Water Harvesting: Indigenous Knowledge for the Future of the Drier Environments*, ICARDA, Aleppo, Syria (2001) 40 pp.

P

Park, M.J., Park, J.Y., Shin, H.J., Lee, M.S., Park, G.A., Jung I.K., Kim, S.J. (2010) – *Projection of Future Climate Change Impacts on Nonpoint Source Pollution Loads for a Forest Dominant Dam Watershed by Reflecting Future Vegetation Canopy in a Soil and Water Assessment Tool Model*. Revista “Water Science & Technology” 61, N.º 8, pp. 12.

Pavelic, P., Dillon, P. J., Barry, K. E., Vanderzalm, J. L., Correll, R. L. e Rinck-Pfeiffer, S. M. (2007) – *Water quality effects on clogging rates during reclaimed water ASR in a carbonate aquifer*. Revista: “Journal of Hydrology” 334, páginas 1– 16.

Pérez-Paricio A. (2000) – *Integrated Modelling of Clogging Processes in Artificial Groundwater Recharge*. Dissertação apresentada à Technical University of Catalonia para obtenção do grau de Doutor. Barcelona. 105 pp.

Pescod, M. B. (1992) - *Wastewater treatment and use in agriculture*. Relatório desenvolvido para a Food and Agriculture Organization (FAO) das Nações Unidas. Roma. 156 pp. Disponível em URL: <http://www.cepis.org.pe/bvsair/e/repindex/rep84/vleh/fulltext/acrobat/wastew.pdf>.

Piggott, A., Brown, D., Mills B., Moin, S. (2003) – *Estimating the Impacts of Climate Change on Groundwater Conditions in Western Southern Ontario*. In Proceedings of the 56th Canadian Geotechnical and 4th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences, Canadian Geotechnical Society and Canadian National Chapter of the International Association of Hydrogeologists, pp. 7.

Piggott, A., Brown, D., Moin, S., Mills, B. (2001) – *Exploring the Dynamics of Groundwater and Climate Interaction*. Report prepared for the Climate Change Action Fund, 8 p.

Pilling, C., Jones, J.A.A. (1999) – *High Resolution Climate Change Scenarios Implications for British Runoff*. Revista “Hydrological Processes” 13, páginas 2877-2895.

Prazeres, M. C. N. C. (2007) – *Avaliação da viabilidade técnica e económica da dessalinização como fonte de água*. Dissertação submetida à Universidade Técnica de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Hidráulica e Recursos Hídricos. Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa. 120 pp.

Pyne (2005) – *Aquifer Storage and Recovery (ASR): Issues and Concepts*. A position paper prepared by the St. Johns River Water Management District (SJRWMD), in association with R. David G. Pyne, P.E., ASR Systems LLC. Special Publication SJ2005- SP12. Disponível em URL: <http://www.sjrwmd.com/programs/outreach/pubs/techpubs/pdfs/SP/SJ2005-SP12.pdf>.

Q

Qadir M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah R. e Karajeh, F. (2007) - *Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries*. Revista “Agricultura | water management” 87, páginas 2 – 22.

R

Ramalho, P., Pedras, C. M. G., Conceição, S. M. M. e Rosa, M. J. (2007) – *Dimensionamento de um sistema de rega para utilização de águas residuais tratadas*. Comunicação publicada na acta do II Congresso Nacional de Rega e Drenagem. 26, 27 e 28 de Junho, Fundão. 9 pp.

Ranjan, P., Kazama, S., Sawamoto, M. (2006) – *Effects of Climate Change on Coastal Fresh Groundwater Resources*. Global Environmental Change, Vol. 16, pp. 388-399.

Reis, E., Gago, C., Borges, G., Matos, M., Cláudio, A., Mendes, E., Silva, A., Serafim, J., Rodrigues, A., Correia, S. (2007) – *Contribuição para o Cálculo do Balanço Hídrico dos Principais Sistemas Aquíferos do Algarve*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve.

Ribeiro, L., Stigter, T.Y. (2009) – *CLIMWAT - Assessing and Managing the Impact of Climate Change on Coastal Groundwater Resources and Dependent Ecosystems*. CLIMAT Poster 9/2009 apresentado na CIRCLE Final Conference, Vienna.

Rodriguez-Iturbe, I., D’Odorico, P., Laio, F., Ridolfi, L., Tamea, S. (2007) – *Challenges in Humid Land Ecohydrology: Interactions of Water Table and Unsaturated Zone with Climate, Soil and Vegetation*. Revista “Water Resources Research” 43, W09301, página 5.

Rossi, P. (1994) - *Advances in biological tracer techniques for hydrology and hydrogeology using bacteriophages. Optimization of the methods and investigation of behavior of bacterial viruses in surface waters and in porous and fractured aquifers*. Dissertação submetida à Universidade de Neuchâtel para obtenção do grau de Doutor.

Rossi, P., Dorfliger, N., Kennedy, K., Muller, I., Aragno, M. (1998) - *Bacteriophages as surface and groundwater tracers*. Revista “Hydrology and Earth System Sciences” 2 (1), páginas 101-110.

S

Salgot M. (2007) – *Wastewater reuse in the Mediterranean region: state of the art and perspectives*. Artigo desenvolvido no âmbito do projecto INWATERMAN. Setembro 2007, Ragusa Ibla. 9 pp.

Santos, F.D., Miranda, P. (eds) (2006) – *Alterações Climáticas em Portugal, Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação. Projecto SIAM II*. Editora Gradiva, Lisboa, pp. 506.

Scibek, J., Allen, D.M., Cannon, A.J., Whitfield, P.H. (2007) – *Groundwater-Surface Water Interaction under Scenarios of Climate Change Using a High-resolution Transient Groundwater Model*. Revista “Journal of Hydrology” 333, páginas 165-181.

Scott, R.L., Edwards, E.A., Shuttleworth, W.J., Huxman, T.E., Watts, C., Goodrich, D.C. (2004) – *Interannual and Seasonal Variation in Fluxes of Water and Carbon Dioxide from a Riparian Woodland Ecosystem*. Revista “Journal of Agriculture and Forest Meteorology” 122, páginas 65-84.

Sherif, M.M., Singh, V.P. (1999) – *Effect of Climate Change on Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers*. Revista “Hydrological Processes” 13, páginas 1277-1287.

Skolasinska K. (2006) - *Clogging microstructures in the vadose zone - laboratory and field studies*. Revista “Hydrogeology Journal” 14, páginas 1005–1017.

Squeo, F.A., Aravena, R., Aguirre, E., Pollastri, A., Jorquera, C.B., Ehleringer, J.R. (2006) – *Groundwater Dynamics in a Coastal Aquifer in North-Central Chile: Implications for Groundwater Recharge in an Arid Ecosystem*. Revista “Journal of Arid Environments” 67, páginas 240-254.

Stigter, T.Y., Carvalho Dill, A.M.M., Ribeiro, L., Reis, L. (2006) – *Impact of the Shift from Groundwater to Surface Water Irrigation on Aquifer Dynamics and Hydrochemistry in a Semi-Arid Region in the South of Portugal*. Revista “Agricultural Water Management” 85, páginas 121-132.

Stigter, T.Y., Monteiro, J.P., Nunes, L.M., Vieira, J., Cunha, M.C., Ribeiro, L., Nascimento, J., Lucas, H., (2009) – *Screening Sustainable Groundwater Sources for Irrigation into a Regional Drought-Prone Water Supply System*. Revista “Hydrology and Earth System Sciences” 13, páginas 1185-1199.

Stigter, T., Ribeiro, L., Oliveira, R., Samper, J., Fakir, Y., Monteiro, J.P., Nunes, J.P., Pisani, B., Tavares P., Fonseca, L., (2010a)) – *Estudo do Impacto das Alterações Climáticas nos Recursos Hídricos Subterrâneos em Zonas Costeiras de Portugal, Espanha e Marrocos*. Comunicação publicada na Acta do 10º Congresso da Água da APRH, Alvor, Portugal, 21-24 Março de 2010, documento electrónico em CD-ROM, pp. 11.

Stigter, T.Y., Ribeiro, L., Oliveira, R., Samper, J., Fakir, Y., Fonseca, L., Monteiro, J.P., Nunes, J.P., Pisani, B., (2010b)) – *Studying the Impact of Climate Change on Coastal Aquifers and Adjacent Wetlands*. Poster apresentado à European Geosciences Union, General Assembly 2010, Vienna, Austria, 02 – 07 May 2010.

Stigter, T.Y., van Ooijen, S.P.J., Post, V.E.A., Appelo, C.A.J., Carvalho Dill, A.M.M. (1998) – *A Hydrogeological and Hydrochemical Explanation of the Groundwater Composition under Irrigate Land in a Mediterranean Environment, Algarve, Portugal*. Revista “Journal of Hydrology” 208, páginas 262-279.

T

TCCC - The Coca-Cola Company (2008) - *Rainwater Harvesting Guidelines*. Relatório publicado pela Empresa Coca-Cola. Disponível na URL: <http://www.slideshare.net/vicmanlapaz/rainwater-harvesting-guidelines-021508>

V

Vliet, M.T.H.V., Zwolsman, J.J.G. (2008) – *Impact of Summer Droughts on the Water Quality of the Meuse River*. Revista “Journal of Hydrology” 353, páginas 1-17.

Vidon, P., Cuadra, P.E. (2010) – *Impact of Precipitation Characteristics on Soil Hydrology in Tile-Drained Landscapes*. Revista “Hydrological Processes” 24, páginas 1821-1833.

W

Wan, J., Wilson, J., Kieft, T. (1994). Influence of the gas-water interface on transport of microorganisms through unsaturated porous media. *Applied and Environmental microbiology*, 60, 509-516.

WHO (2003) – *State of the Art Report Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water*. Edição de R. Aertgeerts e A. Angelakis. Water Sanitation and Health Protection and the Human Environment. WHO Geneva and WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark. SDE/WSH/03.08.

Wilby, R.L., Whitehead, P.G., Wade, A.J., Butterfield, D., Davis, R.J., Watts, G. (2006) – *Integrated Modelling of Climate Change Impacts on Water Resources and Quality in a Lowland Catchment: River Kennet, UK*. Revista “Journal of Hydrogeology” 330, páginas 204-220.

Witte, J.P.M. (2008) – *Eco-hydrological effects of climate change on Dutch coastal dunes*. In: Changing perspectives in Coastal Dune management, p. 38. International Dune Conference, Liverpool.

Y

Younger, P.L., Teutsch, G., Custodio, E., Elliot, T., Manzano, M., Sauter, M. (2002) – *Assessment of the Sensitivity to Climate Change of Flow and Natural Water Quality in Four Major Carbonate Aquifers of Europe*. In: Sustainable Groundwater Development, eds. Hiscock, K.M., Rivett, M.O., Davison, R.M. Geological Society, London, Special Publications, Vol. 193, páginas 303-323.

Zhao, C., Wang, Y., Chen, X., Li B. (2005) – *Simulation of the Effects of Groundwater Level on Vegetation Change by Combining FEFLOW Software*. Revista “Ecological Modelling” 187, páginas 341-351.

Anexo I

Tipo RA	Cenários de recarga natural e artificial simulados	
Recarga natural	Cenário 1	Cenário considerando apenas as entradas naturais para o sistema (recarga natural e recarga lateral e infiltração natural do escoamento superficial no leito do rio Seco)
Recarga por indução	Cenário 2	Cenário considerando as entradas naturais para o sistema + Sistema de bacias de indução da recarga artificial no leito do rio Seco.
Injecção em noras	Cenário 3	Injecção em 13 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
	Cenário 4	Injecção em 25 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
	Cenário 5	Injecção em 30 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
	Cenário 6	Injecção em 35 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
	Cenário 7	Injecção em 45 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
	Cenário 8	Injecção em 50 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção.
Injecção em furos	Cenário 9	Injecção em 5 furos de injecção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 10	Injecção em 10 furos de injecção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 11	Injecção em 15 furos de injecção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 12	Injecção em 20 furos de injecção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injecção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
Recarga artificial em bacias de infiltração	Cenário 13	Recarga artificial em 2 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 14	Recarga artificial em 4 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 15	Recarga artificial em 6 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.
	Cenário 16	Recarga artificial em 8 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema.

Cenários de recarga artificial											
	Nº noras com injeção	Caudal injeção (m³/d)	Nº furos de injeção	Caudal injeção (m³/d)	Nº bacias de infiltração	Volume de recarga (m³/d)	Pontos de infiltração no leito do rio	Volume de recarga (m³/d)	Volume de recarga Total acumulado (hm³)	Tempo de recarga artificial acumulado (d)	Tempo de simulação (resultados)
C1								2548	0.93	-	3650
C2							37 bacias (200 m²)	5711	10.42	1825	3650
C3	13	400						5200	9.49	1825	3650
C4	25	400						10000	18.25	1825	3650
C5	35	400						14000	25.55	1825	3650
C6	40	400						16000	29.20	365	3650
C7	45	400						18000	32.85	1825	3650
C8	50	400						20000	36.50	1825	3650
C9			5	50				250	0.23	900	3650
C10			10	50				500	0.45	900	3650
C11			15	50				750	0.68	900	3650
C12			20	50				1000	0.90	900	3650
C13					2	2500		5000	9.13	1825	3650
C14					4	2500		10000	18.25	1825	3650
C15					6	2500		15000	27.38	1825	3650
C16					8	2500		20000	36.50	1825	3650

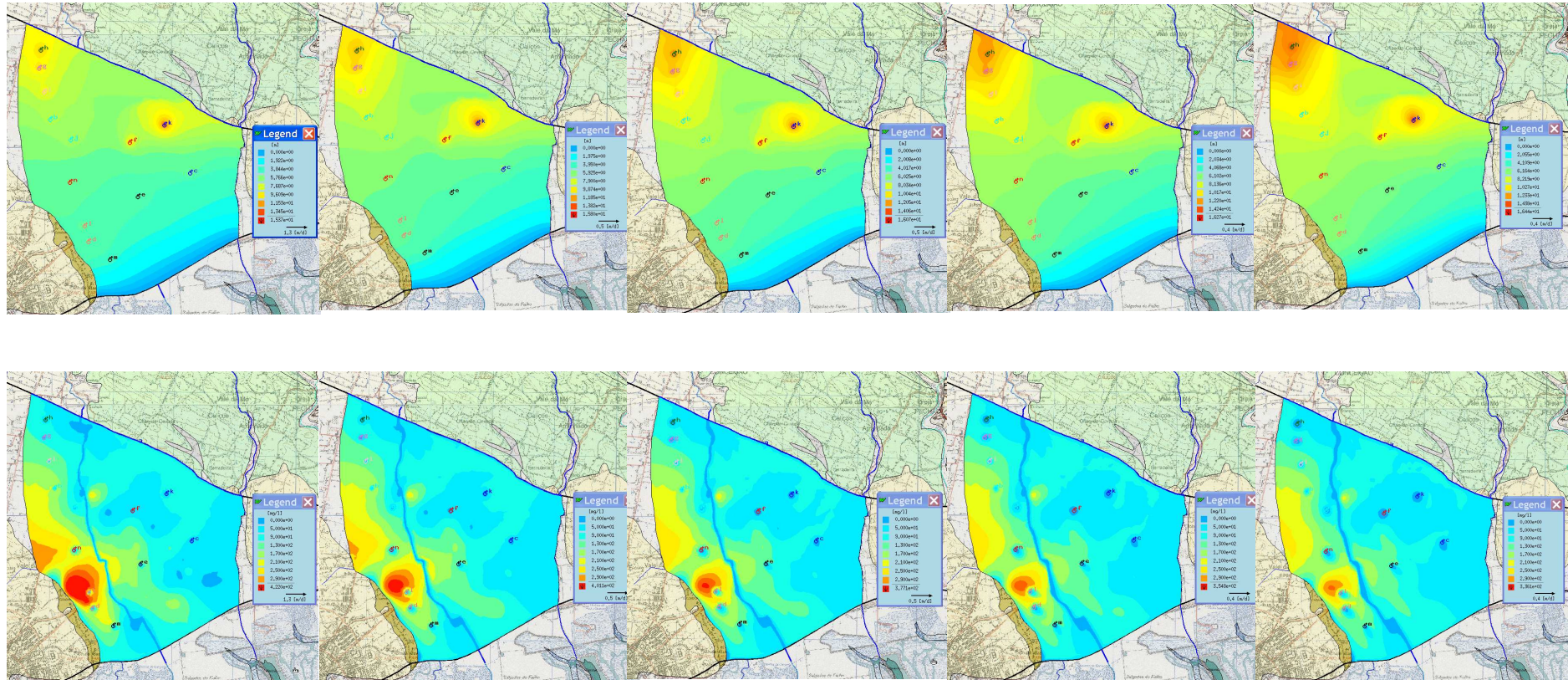
Q_{in} nora = 400 m³/d (Taxa de infiltração máx. 24 m/d)

Q_{in} bacias rio = 154 m³/d (Taxa de infiltração 0.77 m/d)

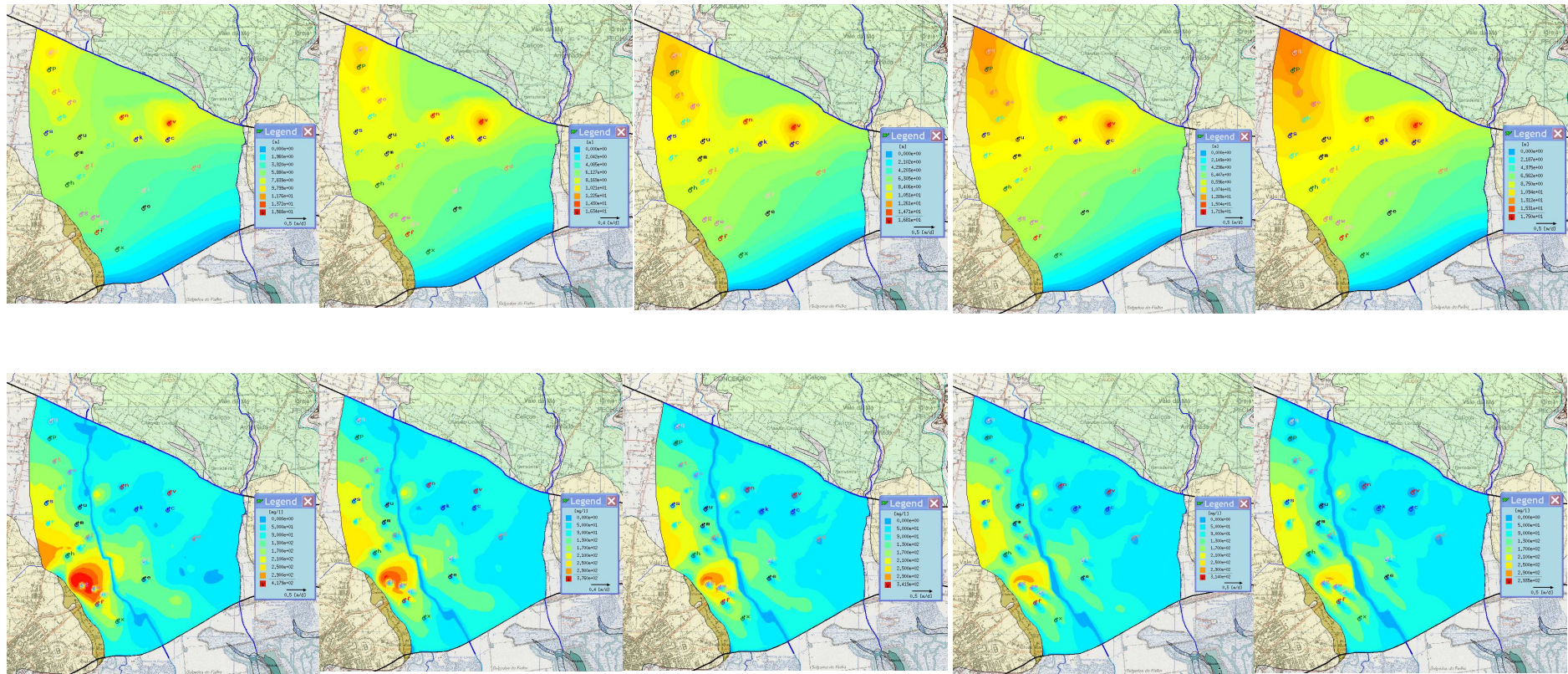
Q_{in} furos = 2.2 m³/h = 50 m³/d (Taxa de infiltração máx. 26 m/d)

Q_{in} bacias = 2500 m³/d (Taxa de infiltração 1.0 m/d)

Área das bacias = 50 por 50 = 2500 m²



Injeção 13 noras



Injecção 25 noras

Anexo III

