

Recursos Hídricos

Revista da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

30 ANOS, 1980-2010

MARÇO 2010

{vol.31#01}



Proprietário

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

Director

José Simão Antunes do Carmo

Subdirectora

Maria Manuela Portela

Conselho de Direcção

António Betâmio de Almeida

António de Carvalho Quintela

Luís Veiga da Cunha

Editores Científicos Associados

António Nascimento Pinheiro, IST, Portugal

João Paulo Lobo Ferreira, LNEC, Portugal

João Soromenho Rocha, LNEC, Portugal

José Manuel Pereira Vieira, UM, Portugal

Maria Manuela Portela, IST, Portugal

Teresa Ferreira Cardoso, ISA, Portugal

Secretariado

Ana Estêvão

André Cardoso

Conceição Martins

Ana Carneiro

Redacção e administração

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

a/c LNEC

Av. do Brasil, 101

1700-066 Lisboa

PORTUGAL

Telefone 218 443 428 Telefax 218 443 017

Design

Flatland Design



Publicação Subsidiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia

Registo de imprensa nº 106 936

Depósito legal nº 5838/84

ISSN 0870-1741

RECURSOS HÍDRICOS

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

MARÇO 2010

vol. 31#01

3

EDITORIAL

José Simão Antunes do Carmo // Maria Manuela Portela

5

O PRESENTE E O FUTURO DA *RECURSOS HÍDRICOS*

José Simão Antunes do Carmo

9

O PROJECTO *RECURSOS HÍDRICOS*

Francisco Nunes Correia

11

PLANEAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS EM PORTUGAL

Adérito José de Jesus Mendes

15

ESTIMATIVA DE PARÂMETROS HIDROLÓGICOS: DOIS MODELOS, UM CASO DE ESTUDO

A. M. P. Alencão // F. A. L. Pacheco

25

A GESTÃO DE ESCASSEZ E SECAS ENQUADRANDO AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

Eduardo Vivas // Rodrigo Maia

39

PRODUÇÃO DE ENERGIA EM PEQUENOS APROVEITAMENTOS HIDROELÉCTRICOS EM PORTUGAL. POTENCIALIDADES E CONSTRANGIMENTOS AO SEU DESENVOLVIMENTO

António Eira Leitão // Maria Manuela Portela // Francisco Nunes Godinho

57

CONTRIBUTO PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO DAS MASSAS DE ÁGUA NA REGIÃO NORTE

Arnaldo Machado // Manuela Silva // Helena Valentim

65

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SORDO (MILA REAL) PELO MÉTODO FUZZY-DRASTIC

G. J. P. Carvalho // F. A. L. Pacheco

77

MODELAÇÃO INTEGRADA DE BACIAS E ALBUFEIRAS: OS CASOS DO POCINHO E DO ENXOÉ

Henrique Coelho // Pedro C. Leitão

87

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS EM RIOS DE MONTANHA: UM CASO DE ESTUDO NO NORTE DE PORTUGAL

Anabela Reis // Andrew Parker // Ana Alencão

99

MODELAÇÃO DA EROSIÃO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LEÇA, COM A EQUAÇÃO RUSLE E SIG

S. Petan // F. Taveira-Pinto // M. Miko // J. Pais-Barbosa

111

TÍTULOS E AUTORES DOS ARTIGOS PUBLICADOS NA *RECURSOS HÍDRICOS* – VOLUMES 1 A 30

Os artigos publicados são da exclusiva responsabilidade dos autores.

Discussões relativas a artigos publicados neste número deverão ser enviadas à APRH até 30 de Novembro de 2010.

EDITORIAL

Para assinalar o trigésimo aniversário da *Recursos Hídricos* considerou-se oportuno iniciar uma nova etapa que, simultaneamente, desse garantias de sustentabilidade da revista e modernizasse a forma da sua divulgação, necessariamente com manutenção dos padrões de rigor e de qualidade que a têm pautado como uma revista científico-técnica de referência em língua Portuguesa. A sustentabilidade da *Recursos Hídricos* é assegurada pelo aumento da sua visibilidade e atractividade, pelo alargamento da sua esfera de penetração e pela consequente captação de artigos. A modernização pressupõe a adequação da revista à evolução tecnológica, no sentido de uma divulgação mais eficaz e abrangente e, simultaneamente, económica e ambientalmente mais comportável. Entendeu-se, assim, chegada a altura de a *Recursos Hídricos* passar a ser editada *online*.

O actual número da *Recursos Hídricos* regista essa mudança. Para o efeito, foi concebido em duas versões com conteúdos parcialmente distintos: a versão electrónica, que inicia a nova etapa da revista, e a versão em formato de papel, com a aparência a que a revista habituou os seus leitores e que, sendo a última nesse formato, promove a transição para a versão *online*.

Julga-se ser incontornável reconhecer e registar o mérito e o contributo da *Recursos Hídricos* na divulgação de documentação científica-técnica em língua Portuguesa ligada aos recursos hídricos. Tal contributo foi pautado por uma presença continuada e regular, com clara orientação e embebida de um espírito científico rigoroso. Ao longo dos seus trinta anos de vida, foi sistematicamente produzido um volume por ano, compreendendo mais frequentemente três números. No conjunto dos volumes 1 a 30 foram, assim, editados 72 números que, através de 502 artigos, reuniram contribuições, cientificamente abalizadas, de perto de seiscentos autores. Trata-se, sem dúvida, de um grande espólio resultante do empenho e esforço de uma comunidade científico-técnica, mas também, e muito pertinentemente, da aposta dessa comunidade na publicação através da *Recursos Hídricos*, o que, por si só, ilustra “o espaço” de divulgação que a revista soube criar.

Ao promover-se a edição da *Recursos Hídricos* na forma electrónica espera-se a ampliação, para além fronteiras, da sua esfera lusófona de divulgação, captando mais colaborações, diversificando temáticas e promovendo a troca de experiências. Trata-se, sem dúvida, de uma aposta, em língua Portuguesa,

num modelo mais actual, mais atraente, com outra visibilidade e maior capacidade de mobilização da comunidade científico-técnica para a divulgação e actualização dos conhecimentos ligados à água.

Em termos de constituição, o actual número compreende, para além da presente nota editorial, duas reflexões sobre a *Recursos Hídricos* – do projecto inicial ao presente e às expectativas para o futuro – e uma reflexão que enquadra a temática do número, focada em aspectos relacionados com o planeamento e a gestão dos recursos hídricos em Portugal. Tal temática foi sugerida pela ampla participação e pela elevada qualidade das apresentações no 1º Seminário sobre Gestão de Bacias Hidrográficas “As Regiões Hidrográficas do Norte e as Perspectivas Futuras de Gestão” promovido, em Maio de 2009, pelo Núcleo Regional do Norte da APRH, as quais apontaram claramente o interesse de verter para artigos algumas das reflexões então debatidas. Tal opção enquadra-se ainda no âmbito de um objectivo que há muito a Direcção da *Recursos Hídricos* e a própria APRH vêm reclamando: o de dar maior visibilidade a iniciativas dos núcleos regionais e das comissões especializadas através de números temáticos da revista.

Para registar, ainda que de modo sintético, o conteúdo dos 72 números que antecederam a etapa de versão electrónica da *Recursos Hídricos* entendeu-se adequado incluir no presente número o índice dos artigos produzidos, actualizando, de certa forma, o registo equivalente apresentado no livro *20 anos. 1977-1997*, editado pela APRH em 1998, em comemoração dos 20 anos da Associação.

Para tanto e em alternativa à apresentação cronológica dos índices daqueles números, optou-se por sistematizar os artigos nos seguintes catorze temas que se julgam compreender, de forma clara e actualizada, os conteúdos sucessivamente versados ao longo dos tempos:

- [1] Planeamento e gestão dos recursos hídricos (40)
- [2] Hidráulica geral (41)
- [3] Qualidade da água, poluição e saúde pública (42)
- [4] Hidrologia (61)
- [5] Águas subterrâneas e termalismo (39)
- [6] Hidráulica fluvial e navegabilidade (22)
- [7] Portos e estuários (14)
- [8] Oceanografia e engenharia costeira (33)
- [9] Hidráulica agrícola (59)
- [10] Estruturas e aproveitamentos hidráulicos fluviais (33)

- [11] Sistemas de abastecimento de água (18)
- [12] Sistemas de drenagem e tratamento de água residuais (24)
- [13] Ecossistemas e ambiente (43)
- [14] Economia, sociologia, história e direito da água (33)

Na anterior sistematização indicam-se, entre parêntesis, os artigos produzidos no âmbito dos diferentes temas. Com algumas excepções que se admite decorrerem da especificidade das matérias – caso dos temas [6] e [7] – ou da existência de uma publicação no âmbito – caso do tema [11] e, de certa forma, do tema [12], através da revista da APESB, Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico –, os demais temas têm merecido uma preferência muito equitativa por parte da comunidade científico-técnica, porventura porque têm mantido actualidade ao longo dos tempos. Completa-se, assim, o conteúdo da versão em formato de papel da *Recursos Hídricos*.

Adicionalmente, foram incluídos na edição *online* oito artigos inseridos na temática do presente número. Tais artigos apresentam uma grande diversidade, como é timbre daquela temática, indo desde perspectivas de

análise dos parâmetros hidrológicos superficiais e subterrâneos, com referências às situações problemáticas de escassez de água e de seca, às alterações climáticas e seu reflexo nas disponibilidades hídricas e na produção hidroelétrica, aos procedimentos de avaliação da vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas, aos processos físicos, químicos e ecológicos, à modelação do processo de eutrofização em albufeiras, a aspectos de monitorização dos estados químico e ecológico de massas de água e ainda à erosão do solo e à dinâmica de sedimentos e poluentes. Trata-se, com efeito, de uma grande diversidade de assuntos; contudo, todos têm como denominador comum o espaço geográfico em que se desenvolvem e que constitui a base da gestão e do planeamento dos recursos hídricos em Portugal: a bacia hidrográfica.

A *Recursos Hídricos* foi um sonho pioneiro e clarividente de uns poucos, que cresceu e que, indiscutivelmente, se afirmou. Espera-se que a “revitalização” agora levada a cabo capacite a revista para responder aos desafios que se avizinham o que, necessariamente, passa pelo envolvimento de todos e de cada um de nós.

A Direcção da *Recursos Hídricos*

José Simão Antunes do Carmo
Maria Manuela Portela

O PRESENTE E O FUTURO DA RECURSOS HÍDRICOS

A revista *Recursos Hídricos* da APRH completou 30 anos no passado mês de Janeiro. É um percurso já longo, com períodos de grande vitalidade e crescimento e outros de menor visibilidade, mas sempre conduzido com o entusiasmo, o rigor e o grau de exigência que nortearam os princípios que conduziram à sua criação. A *Recursos Hídricos* é hoje um 'projecto sem fronteiras', devidamente consolidado, fortemente enraizado e indispensável à divulgação de ciência e investigação de qualidade, desenvolvida e aplicada em Portugal, nos domínios da hidráulica, dos recursos hídricos e do ambiente.

No Editorial do primeiro número da *Recursos Hídricos* (Janeiro de 1980) consta como objectivo central o "aprofundamento de soluções adequadas à racional utilização dos recursos hídricos", acreditando o seu primeiro Director, o Professor Nunes Correia, que esta revista contribuiria para a "resolução de problemas que pela sua importância pedem o melhor da nossa reflexão e actividade".

É minha convicção que a *Recursos Hídricos* teve uma contribuição importante para as transformações profundas que ocorreram na sociedade Portuguesa nos últimos 30 anos, em matérias de recursos hídricos e ambiente. Vários artigos publicados ao longo deste percurso registaram o acentuado crescimento das necessidades hídricas e a finitude dos recursos; apresentaram e aprofundaram diferentes concepções de planeamento e gestão da água; e identificaram necessidades e desafios, hoje comumente aceites, de preservação da qualidade na origem, de diversificação das fontes de captação e de redução de desperdícios. Mais recentemente, percebe-se uma preocupação crescente com temas relacionados com situações de escassez e seca, vulnerabilidade e risco, devendo conduzir ao estabelecimento de prioridades e à redefinição de usos em condições mais eficientes.

Na realidade, o tema 'água' ultrapassou claramente o restrito domínio científico, sendo actualmente um tema transversal à generalidade das preocupações mais prementes de qualquer cidadão. Atenta a este fenómeno, a revista *Recursos Hídricos* é hoje e continuará a ser no futuro uma porta aberta a um vasto campo de publicações científicas que identifiquem propostas, aprofundem desenvolvimentos e apresentem resultados da investigação fundamental e aplicada que conduzam a melhores soluções de aproveitamento e uso dos recur-

sos hídricos, garantindo condições de sustentabilidade para as gerações vindouras.

Na proporção directa do contínuo crescimento da população mundial e da qualidade de vida das populações assistimos hoje em dia a um progressivo aumento da importância estratégica do recurso água doce. É, por conseguinte, essencial potenciar os usos mais eficientes e equitativos desse recurso e ao mesmo tempo garantir a sua sustentabilidade.

Mesmo nos países onde o recurso água doce é ainda abundante, uma sobre-exploração conduzirá inevitavelmente a uma lenta 'agonia' com elevados impactos ambientais, que se reflectirão no rebaixamento de níveis freáticos e na depleção de escoamentos fluviais. Para além destes, também os efeitos adicionais de contaminação e salinização conduzirão a uma redução significativa das disponibilidades de água potável.

A água é um bem essencial à vida e igualmente indispensável para efeitos de irrigação, o maior consumidor de água doce, mas o seu uso indiscriminado pode conduzir não só a escassez, como também à redução de rendimentos das culturas e à deterioração de solos. Nesta conformidade, é vital assegurar que o recurso água doce seja aplicado tão eficientemente quanto possível, de modo a assegurar a satisfação do binómio quantidade *versus* qualidade. Convém salientar que os problemas associados à salinização da água e do solo e à drenagem continuam a desafiar a sustentabilidade da agricultura irrigada. No mundo actual, aproximadamente dez milhões de hectares de terrenos aráveis são perdidos anualmente devido a degradação, a grande maioria em consequência de salinização.

Profundas transformações no uso do solo ocorrem hoje em dia na generalidade das bacias hidrográficas sob as mais diversas escalas de tempo e espaço. Tais transformações acarretam a diminuição da qualidade de vida das populações locais, produzindo alterações na produtividade e diminuição da biodiversidade dos ecossistemas.

São, fundamentalmente: *i)* a ocupação desenfreada dos espaços verdes, *ii)* a destruição de florestas e *habitats*; *iii)* as alterações pontuais da dinâmica fluvial e dos trânsitos sedimentares, e *iv)* o empobrecimento da qualidade das águas, com importantes reflexos nas utilizações balneares e na manutenção dos ecossistemas.

É essencial promover um desenvolvimento harmonioso do território nacional que passe necessariamente pelo aproveitamento equilibrado dos recursos hídricos existentes, de acordo com as potencialidades regionais, tendo-se em devida conta as restrições inerentes à sua conservação, pela correcta aplicação de tecnologias que permitam o mínimo de desperdícios e a sua conveniente utilização.

Em consequência de intervenções antrópicas nos sistemas fluviais, são frequentemente alteradas as características e a evolução natural de um rio; tais ocorrências produzem impactos ambientais com importantes reflexos nos recursos hídricos. A necessidade de antecipar os eventuais conflitos e os consequentes impactos negativos exige um adequado planeamento das intervenções e o desenvolvimento de estudos suficientemente profundos, pois só assim será possível promover um desenvolvimento harmonioso, equilibrado e sustentável de todos os ambientes (natural, urbano, rural, florestal e balnear) e proporcionar qualidade de vida às populações que aí habitam, ou deles dependem.

Igualmente preocupante é a vulnerabilidade da zona costeira em decorrência de uma excessiva ocupação com o consequente aumento dos espaços construídos, conduzindo à destruição de defesas naturais e ao enfraquecimento das principais fontes aluvionares, reflectindo-se em profundas alterações nos processos morfodinâmicos costeiros. A sobre-exploração destas zonas e a previsível subida do nível das águas do mar conduzirão, inevitavelmente, a intrusões salinas, à contaminação de aquíferos e a importantes impactos biológicos sobre *habitats* costeiros.

Espera-se que os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica, actualmente em elaboração, venham a constituir os instrumentos de planeamento e gestão indispensáveis a uma correcta harmonização de princípios de actuação que promovam desenvolvimento e potenciem os usos mais adequados das capacidades hídricas existentes, de modo a proporcionar bem-estar e qualidade de vida às populações residentes e sustentabilidade para as gerações vindouras.

Permita-se-me agora uma palavra de apreço por esta 'menina' que conduzi desde os seus tenros 18 anos de idade até aos já maduros 30 anos que agora comemoramos. A sua juventude foi muito rica e fértil, os tempos então vividos proporcionavam uma grande procura e o consequente crescimento que rapidamente a conduziram a uma publicação de referência.

Contudo, os tempos mudaram, sendo a actual fase que atravessamos reconhecidamente difícil para a sobrevivência de revistas científicas não incluídas na base de dados *Science Citation Index* (SCI) do *Institute*

for Scientific Information (ISI), como é ainda o caso da *Recursos Hídricos*. Esta constatação é agravada pela conjuntura menos favorável à publicação de artigos científicos em língua portuguesa.

Em particular nos últimos quatro anos da minha longa actividade como Director da *Recursos Hídricos* tenho vindo a assistir a uma decrescente procura da revista, em termos de quantidade, e a um menor rigor e qualidade dos artigos objecto de submissão para possível publicação. A necessária manutenção dos critérios de originalidade e de rigor científico, que têm norteado a aceitação de artigos submetidos à *Recursos Hídricos* por parte do anterior Conselho Redactorial e da actual Comissão de Editores Científicos Associados, não se coaduna, por vezes, com a identificação de artigos que garantam a publicação da revista com a periodicidade a que nos habituámos.

Importa reconhecer que esta situação foi fortemente agravada com a implementação de critérios de avaliação de publicações, hoje comumente aceites na generalidade dos institutos de investigação e administrativamente praticados na generalidade das instituições de ensino superior, particularmente em Portugal.

São, por um lado, critérios de publicação (quase exclusiva) em língua anglo-saxónica e, por outro, a garantia de qualidade oferecida pelas revistas integradas no *Science Citation Index*.

Naturalmente que não coloco em causa a necessidade de se recorrer a critérios objectivos, genericamente reconhecidos e adoptados pelas instituições de investigação e ensino com maior capacidade de produção científica; contudo, com a manutenção do actual sistema, estou em crer que continuaremos a assistir a uma crescente e incontornável fuga da melhor produção científica produzida em Portugal para as revistas com maior factor de impacto publicadas em língua anglo-saxónica.

Uma aposta exclusiva em tais critérios é fortemente penalizadora para a manutenção das revistas científicas publicadas em língua portuguesa, não só porque uma *massificação* unilingue da produção científica de qualidade conduzirá necessariamente a uma insustentável desvalorização de um *património-pilar* da nossa identidade cultural, que é a língua portuguesa, como se agravará o fosso entre as revistas já hoje mais procuradas, com maior factor de impacto, e as restantes. A médio prazo, poderá a actual orientação significar mesmo uma total ausência de documentação técnico-científica de qualidade produzida e divulgada em língua portuguesa, perdendo-se também uma grande capacidade de relacionamento e de intercâmbio científico no mundo lusófono.

Neste contexto, julga-se que alguma alteração, ou

adaptação, da actual prática de apoios à divulgação da investigação científica produzida em Portugal deverá ser implementada, para que, em definitivo, sejamos capazes de captar, motivar e fixar os recursos humanos nacionais protegendo, valorizando e projectando a língua portuguesa.

Aproveito para reiterar uma via, já outrora sugerida, que a ser implementada conduziria não só a uma alteração qualitativa da actual tendência de desvalorização da língua portuguesa nos domínios técnico e científico, como a uma significativa valorização das revistas científicas que publicam em língua portuguesa.

À semelhança dos critérios estabelecidos internacionalmente para as revistas científicas já hoje incluídas no *Science Citation Index*, sugiro que uma entidade independente, porventura a Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), centralize e conduza um processo de avaliação das revistas técnico-científicas publicadas em língua portuguesa, nos diversos domínios, estabelecendo graus e parâmetros de exigência a que deverão obedecer, conduzindo a uma classificação publicamente reconhecida e recomendada em processos de avaliação de/em instituições de investigação e ensino.

Às dificuldades enumeradas juntam-se ainda os custos de manutenção da revista tal como foi concebida, e que assim se tem mantido, pois são incompatíveis com os recursos financeiros disponíveis. Como já hoje acontece com a generalidade das revistas científicas internacionais, com edições *online* e cada vez menos em papel, também a *Recursos Hídricos* terá de privilegiar esta tecnologia como forma de publicação.

Nesta conformidade, e logo após o seu trigésimo aniversário, a *Recursos Hídricos* passará a integrar uma estrutura informática, recentemente criada, que inclui todos os procedimentos para submissão e revisão de artigos em ambiente inteiramente automático; em paralelo com esta estrutura informática existirá um *sítio* para publicação electrónica da revista. Nesta conformidade, todas as etapas, desde a submissão de um artigo, passando pela sua revisão e até à publicação final, decorrerão num contexto integralmente *online* já a partir de Março do corrente ano.

Deste modo, ao abrirmos portas a um universo muitíssimo mais vasto, damos corpo a um crescente esforço

de valorização e implantação da revista, mantendo-a exigente, informativa e atractiva para a comunidade técnico-científica; em simultâneo, procuramos atrair novos e mais diversificados públicos, acompanhando a evolução da tecnologia e mantendo um espírito aberto à inovação.

É certo que a qualidade de uma revista depende fundamentalmente dos artigos submetidos, e por conseguinte dos seus autores, mas também do grau de exigência dos correspondentes revisores. Apesar das dificuldades existentes, é minha convicção que a *Recursos Hídricos* prosseguirá um rumo adequado enquanto os autores acatarem um elevado grau de exigência e os revisores se sentirem verdadeiramente recompensados por terem contribuído para a melhoria de um artigo, garantindo assim o *'standard'* elevado da revista. Deste modo, sentirão os revisores uma motivação acrescida para submeterem, eles próprios, mais artigos e de melhor qualidade, aumentando em consequência a valia científica da revista.

Nesta altura, e em nome de todos os anteriores Directores da *Recursos Hídricos* (por ordem cronológica): Francisco Nunes Correia, António Betâmio de Almeida, Orlando Ferreira Botelho, António Nascimento Pinheiro, António Heleno Cardoso e Manuel Marcos Rita, julgo que é meu dever agradecer aos que, ao longo de 30 anos, com grande esforço e dedicação, integraram o Conselho Redactorial da revista e, mais recentemente, o Conselho de Direcção e a Comissão de Editores Científicos Associados.

Tal reconhecimento é extensível a todos os colaboradores, em particular aos muitos revisores anónimos que, não fazendo parte dos órgãos específicos da revista, sempre se mostraram disponíveis para ajudar a revista a cumprir a sua principal função: *contribuir para o progresso do conhecimento no domínio da hidráulica, dos recursos hídricos e do ambiente, bem como para a difusão dos conceitos básicos de uma política adaptada à gestão dos recursos hídricos nacionais.*

Naturalmente que continuamos a contar, seja como autor e/ou como revisor, com todos aqueles que no presente, como no passado, acreditam e continuam fiéis ao projecto de conduzir a *Recursos Hídricos* aos mais elevados padrões internacionais de qualidade científica.

José Simão Antunes do Carmo
Director da Revista *Recursos Hídricos*

O PROJECTO RECURSOS HÍDRICOS

Passaram 30 anos! E quanto mudou em Portugal nestas três décadas em todos os domínios e também, naturalmente, no domínio dos recursos hídricos. A APRH e a sua revista técnico-científica foram parte dessa mudança e essa é uma realidade que importa começar por sublinhar.

Tive a honra de ter sido o primeiro Director da revista *Recursos Hídricos* e, sobretudo, de ter coordenado todo o esforço que levou à concretização desta iniciativa pouco depois da criação da própria Associação.

Recordo bem que tinha acabado de regressar dos Estados Unidos onde tinha iniciado o Programa de Doutoramento, quando a Comissão Directiva presidida pelo Prof. Luís Veiga da Cunha me propôs liderar uma Comissão Editorial encarregada de estruturar e “pôr no terreno” este aliciante projecto. Encarei a proposta como um enorme desafio e lançámos mãos à obra. Em cerca de um ano o primeiro número viu a luz do dia. Trinta anos depois julgo que a APRH e toda a comunidade técnica e profissional dos recursos hídricos tem boas razões para se orgulhar da revista e não deixar cair este projecto, apesar das dificuldades existentes e da necessidade de encontrar suportes desmaterializados mais económicos e mais consentâneos com as tecnologias actuais.

Cabe aqui uma palavra de homenagem àqueles que participaram neste esforço inicial de concepção e lançamento, entregando-se de alma e coração a essa tarefa e temperando com o seu saber e bom senso o voluntarismo deste projecto. Recordo com alguma nostalgia as inúmeras reuniões realizadas ao fim das tardes no meu gabinete do LNEC com o Eng.^o José Vaz Pato e com a Eng.^a Vitória Mira da Silva, a que se juntaram posteriormente o Eng.^o Eduardo Oliveira e o Prof. Jorge Soares David. Desenvolvemos uma excelente sinergia e um bom espírito de camaradagem que nos permitiram em relativamente pouco tempo definir o fluxograma com todos os procedimentos pertinentes, organizar o primeiro Conselho Redactorial responsável pela revisão dos artigos, acompanhar a actividade da responsável pelo arranjo gráfico, fazer os necessários contactos com tipografias e tipógrafos (sim, nesse tempo ainda havia tipógrafos...).

Em 1980 interrompi a minha colaboração neste projecto para voltar aos Estados Unidos e dar continuidade ao programa de doutoramento. Tive pena, naturalmente, mas parti com a consciência de que os passos dados eram já irreversíveis. E assim foi! Os seis directores que se seguiram ao longo de 29 anos, e todos os membros que integraram o Conselho Redactorial nas várias fases da revista, deram um importante contributo para fazer da revista *Recursos Hídricos* uma publicação relevante no panorama das publicações técnico-científicas do nosso País.

Uma palavra de apreço e homenagem é devida, portanto, àqueles que ao longo de três décadas deram continuidade ao projecto, reforçando-lhe a solidez e o prestígio: António Betâmio de Almeida, de 1981 a 1983, Orlando Ferreira Botelho, de 1984 a 1987, António Nascimento Pinheiro, de 1988 a 1992, António Heleno Cardoso, de 1992 a 1994, Manuel Marcos Rita, de 1995 a 1998. Finalmente, uma palavra de apreço muito especial para o actual Director, José Simão Antunes do Carmo, que tem dado o melhor do seu esforço para manter bem viva esta iniciativa, renovando o que há a renovar de forma a assegurar a continuidade da revista. O Director Antunes do Carmo desempenha estas funções desde 1999, sendo actualmente co-adjuvado pela Subdirectora Maria Manuela Portela.

Ao longo destes 30 anos foram publicados 72 números da revista *Recursos Hídricos*, contendo 502 artigos sujeitos a avaliação por *referees* e mobilizando perto de 600 autores! Estes números mostram de forma inequívoca a importância da revista e o contributo que deu para a publicação em língua portuguesa de textos técnico-científicos nas áreas relevantes para a temática dos recursos hídricos.

O presente número, de índole comemorativa, dedica particular importância ao planeamento dos recursos hídricos. O tema não poderia revestir-se de maior actualidade no momento em que as cinco Administrações de Região Hidrográfica (ARH) e o Instituto da Água (INAG) avançam com a elaboração de uma segunda geração de Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas e de Plano Nacional da Água, agora no quadro estabelecido pela nova Lei da Água de 2005. Águas superficiais e subterrâneas, quantidade e qualidade, erosão e sedimentos, são, entre outros, alguns dos temas também tratados neste número, pondo em evidência a diversidade da temática em causa.

Uma boa gestão da água assenta necessariamente num conhecimento científico aprofundado e no desenvolvimento de tecnologias apropriadas com base nesse conhecimento. Uma revista com as características da *Recursos Hídricos* desempenha, portanto, um papel importante no desenvolvimento e disseminação dos saberes que estão subjacentes a qualquer “política da água” e que permitem a sua efectiva aplicação.

Está de parabéns a revista *Recursos Hídricos* pelos 30 anos de serviço que prestou à comunidade técnico-científica e ao País. Resta-nos fazer votos de que outros 30 anos se sigam, sempre aperfeiçoando e procurando novas formas de alcançar os seus objectivos. Para bem da gestão da água em Portugal!

Francisco Nunes Correia

Primeiro Director da Revista *Recursos Hídricos*

PLANEAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS EM PORTUGAL

O planeamento de recursos hídricos em Portugal não é matéria nova. Basta para isso ter presente que já nos anos 40 do século passado se efectuou um vasto exercício de planeamento para o Alentejo, através do respectivo Plano de Rega, e, numa abordagem mais integrada, se levaram a cabo os Planos de recursos hídricos das ribeiras do Algarve e dos rios Mondego, Lima e Vouga nas décadas de 70 e de 80, entre outros. Contudo, como abordagem sistémica e holística integrante do ciclo completo da gestão da água, é uma actividade jovem em Portugal. Lembremo-nos tão-somente que o maior impulso nesta matéria vem na esteira do que foi promovido para o ordenamento do território nos anos 80. É assim que aparece, no princípio dos anos 90, a primeira norma jurídica sobre o planeamento de recursos hídricos, o Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de Fevereiro.

Portugal, sendo um país pouco afortunado em recursos naturais e, por enquanto, também em recursos financeiros e humanos qualificados, embora tenha produzido Planos de Bacia Hidrográfica por volta do ano 2000, não os dotou com os mecanismos de eficácia necessários à sua aplicabilidade. É assim que, apesar da vantagem aparente que dispunha nesse tempo em relação à maioria dos países europeus, quando assumiu a presidência da União Europeia em 2000 e conseguiu fazer aprovar a Directiva Quadro da Água, Portugal não conseguiu posicionar-se em vantagem relativa em matéria de objectivos para as massas de água das bacias hidrográficas.

Também no domínio do planeamento dos recursos hídricos, Portugal não se destaca da maioria dos países europeus que, por força da política da água introduzida pela Directiva Quadro da Água, terão que entregar na Comissão Europeia até Março de 2010 os seus Planos, que são os instrumentos necessários para que se possa alcançar o bom estado das massas de água em 2015.

De facto, o desafio que enfrentamos é conseguir, com os escassos recursos disponíveis, menores que os dos concorrentes, atingir os mesmos objectivos e, se possível, superá-los. É, portanto, necessário fazer mais e melhor no mesmo período de tempo e com menores recursos, ou seja, sermos mais eficientes e eficazes com o mesmo dispêndio de recursos, o que só será possível se dermos aos instrumentos de planeamento a atenção devida. E esses instrumentos chamam-se Planos de Gestão de Região Hidrográfica e Plano Nacional da Água (PNA).

O que são e para que servem esses Planos, são perguntas que o cidadão comum legitimamente profere quando em tais coisas se lhe fala. O mais estranho é quando o mesmo acontece com profissionais em matéria de águas. Para além destas questões, muitas outras poderão fazer todo o sentido sobre o mesmo tema, tais como: Isso existe? Se não existem quem tem que os produzir? ...

Isso mesmo! É sempre com espanto que ouvimos estas perguntas vindas de colegas que, apesar de há muitos anos trabalharem com água, continuam a não estar a par do que se está a passar nesta matéria. O mesmo não nos espanta que isso aconteça em outras instâncias da decisão, já que a muitos dos instrumentos orientadores das políticas sectoriais se lhe reserva um lugar recuado nos mecanismos de decisão.

Voltemos aos Planos e esclareçamos de que se tratam. Os PGRH, que abrangem as oito Regiões Hidrográficas do Continente e as duas das Regiões Autónomas e que esperamos venham a ser muito participados e eficazes, são os Planos de Gestão de Região Hidrográfica. Estes Planos foram criados pela Directiva Quadro da Água (DQA) da União Europeia (2000/60/CE), transposta para o direito interno pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro e Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março), a qual exige aos países membros que disponham daqueles instrumentos de gestão da água a partir do final de 2009. Quanto ao Plano Nacional da Água, que visa substituir o de 2002 e que estamos obrigados a produzir por força da Lei da Água (LA), abrangerá o território nacional e as matérias de natureza transfronteiriças, uma vez que Portugal continental tem 65% do seu território em bacias hidrográficas luso-espanholas.

Mas mais importante que ter dez PGRH na posse da Comissão Europeia em Março de 2010 é alcançar o bom estado de todas as massas de água em 2015, se bem que se existirem razões de natureza tecnológica e económica suficientemente comprovadas, que demonstrem que tal não é possível, se possa prorrogar esse prazo até 2021 e/ou 2027. Todavia, as medidas que devem permitir satisfazer tais desideratos, que constituirão o conteúdo nuclear dos PGRH, deverão ser profundamente avaliadas em termos de viabilidade tecnológica, financeira, económica, social e ambiental.

Não menos relevante é o modo de aplicação das medidas, ou seja, não basta que a medida seja a mais adequada para que produza os resultados esperados, é

necessário um bom executor e uma boa receptividade dos destinatários. É por isso que o processo de participação pública é crucial e já se encontra em marcha, como se pode observar nos documentos que estão disponíveis na página do INAG, IP, na internet, sobre a matéria. Mas a principal preocupação da participação pública centra-se nos que, de algum modo, vão ser afectados positiva e/ou negativamente pela aplicação das medidas. Não nos podemos esquecer que os principais executores das medidas serão entidades privadas, para que de facto sejam alcançados os objectivos ambientais ambicionados pela DQA e LA.

Não podemos pensar que a realização da participação pública no processo de planeamento é tarefa de fácil execução, bastando para isso observar o contexto territorial transfronteiriço em que grande parte deve ser realizada.

Na elaboração desta tipologia de planos são obrigatoriamente envolvidos todos os sectores da Administração com atribuições na gestão da água, a capacidade empresarial de prestação de serviços, as disponibilidades académicas, que podem contribuir com novos conhecimentos, e as entidades não governamentais que queiram prestar contributos ao país neste domínio. Não esqueçamos que, sendo os PGRH e o PNA planos sectoriais, embora vinculando apenas a Administração, as medidas neles preconizadas, por essa mesma via, terão que ser obrigatoriamente vertidas para os planos especiais, que são da responsabilidade da Administração, e assim vincularem os particulares, para além desta. Digamos que é uma forma indirecta de vinculação de todos e, por essa razão, será do interesse de todos acompanhar a sua elaboração, para evitar que mais tarde se venham a queixar de desconhecimento dos seus efeitos e a ouvir o aforismo "é tarde: Inês é morta".

Os processos de elaboração dos planos dos recursos hídricos na conjuntura actual são conduzidos pelas ARH, IP, sendo o do Plano Nacional da Água conduzido pelo INAG, IP, na sua qualidade de Autoridade Nacional da Água.

São tais instrumentos que hão-de permitir conduzir nos próximos anos a gestão integrada da água em Portugal, em estreita coordenação com a vizinha Espanha, e assim, poder substituir a gestão casuística da água, que ainda hoje se pratica de forma generalizada. Uma das questões que todavia subsiste, no tratamento desta matéria, é o grau de integração com as zonas costeiras e suas águas, partindo do princípio de que sobre as águas de transição tal não se verifica.

Sobretudo, o que importa assegurar nos instrumentos de planeamento é a sua utilidade, garantindo assim a

sua eficácia. Deve, por isso, evitar-se a todo o custo que não lhes aconteça, como a tantos outros, virem a ser apenas mais uma peça a juntar à já densa teia dos procedimentos de má burocracia.

Para que o conceito de gestão integrada da água (como um conjunto de intervenções agrupadas em actividades que permite manter o equilíbrio quantitativo e qualitativo sustentado entre as ocorrências naturais da água e as alterações introduzidas pelo homem e que garante o envolvimento activo dos administrados nos processos de protecção e uso sustentável da água) possa ser respeitado cabalmente, os planos terão que assentar numa abordagem holística. Por conseguinte, devem ser ao mesmo tempo conceptual e materialmente integradores das vertentes técnicas ou tecnológicas com as vertentes ambientais, económicas, sociais e culturais, obviamente integrando as águas de superfície com as águas subterrâneas, a qualidade da água e a quantidade da água e, ainda, as perspectivas comuns a todas as actividades humanas e as sectoriais, tanto de natureza jurídica como organizacional.

Em matéria de conceito, é comum ouvir-se discorrer sobre recursos hídricos utilizando o jargão "planeamento e gestão dos recursos hídricos" como se fosse possível conceber a existência da sua gestão integrada sem incluir nela a actividade de planeamento. Esta preocupação ganha maior dimensão quando olhamos para a realidade das nossas áreas hidrográficas e nos apercebemos que estamos umbilicalmente ligados aos espaços hidrográficos espanhóis pela rede hidrográfica e pelos aquíferos. Por isso, impõe-se, sem controvérsia, a necessidade de realizar o planeamento num contexto bilateral, para que a gestão possa ser do mesmo modo. A dimensão ibérica da gestão é obviamente incontornável. Também o é, por via das obrigações legais e observância dos compromissos europeus e internacionais, e por força das redes de transferência de água construídas entre espaços hidrográficos.

Para nos posicionarmos sobre os grandes desígnios para a água, nunca é demais conferir quais os progressos alcançados desde que foi publicada a Carta Europeia da Água, proclamada pelo Conselho da Europa em Maio de 1968, pois que, apesar da sua longínqua génese, não a podemos deixar de fazer presente por ainda haver muitos dos seus desígnios por cumprir, dos quais destacamos os seus princípios XI e XII: "*A gestão dos recursos hídricos deve inserir-se no âmbito da bacia hidrográfica natural e não no das fronteiras administrativas e políticas*" e "*A água não tem fronteiras. É um bem comum que impõe uma cooperação internacional*".

Concluindo, é bom não esquecer que só se gere bem o

que se conhece bem. Dito de outra forma, só gerimos os recursos hídricos bem quando temos bons planos e um bom plano é aquele que contém os objectivos claros, os caminhos bem traçados e os meios necessários para os percorrer. Caso contrário, quando não temos um destino definido, todos os caminhos servem e o mais provável é perdermo-nos e gastarmos os nossos poucos recursos apenas na busca do caminho.

Adérito José de Jesus Mendes

Director de Planeamento do Instituto da Água –
Autoridade Nacional da Água

ESTIMATIVA DE PARÂMETROS HIDROLÓGICOS: DOIS MODELOS, UM CASO DE ESTUDO

ESTIMATION OF HYDROLOGIC PARAMETERS: TWO MODELS, A CASE STUDY

A. M. P. Alençã

Profª Associada, UTAD e Centro de Geofísica da UC // Departamento de Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real // alencaoa@utad.pt

F.A.L. Pacheco

Prof Auxiliar, UTAD e Centro de Química da UTAD // Departamento de Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real // fpacheco@utad.pt

RESUMO: Na região de Trás-os-Montes e Alto Douro seleccionou-se para área de estudo a bacia hidrográfica do rio Terva, um pequeno afluente da margem direita do rio Tâmega, que até à estação hidrométrica de Boticas drena uma área de 99 km² onde afloram maioritariamente granitos hercínicos. Procedeu-se à estimativa de parâmetros hidrológicos subterrâneos, recorrendo a duas metodologias diferentes, uma das quais cruza um modelo de balanço hídrico com equações de regressão precipitação vs. escoamento fluvial, utilizando para tal uma série de dados facilmente mensuráveis e outra que utiliza Sistemas de Informação Geográfica, recorrendo a informação espaço-temporal extensa e detalhada. Os resultados encontrados são comparados e analisados criticamente, permitindo concluir que a utilização de dois modelos distintos conduz a valores de parâmetros hidrológicos compatíveis, podendo as discrepâncias encontradas ser explicadas pela diversidade e diferentes abordagens às variáveis envolvidas em cada um dos modelos.

Palavras-chave: Balanço hídrico, regressão precipitação-escoamento, SWAT.

ABSTRACT: In the region of Trás-os-Montes and Alto Douro the hydrographic basin of Terva River has been selected for study area. This is a small right margin tributary of the Tâmega River that drains an area of approximately 99 km² upstream the hydrometric station of Boticas, in an area covered essentially by Hercynian granites. Hydrologic parameters for the study area have been estimated by two different methods. One of the algorithms couples the water balance model with precipitation vs. river flow regression equations, using easily available data. The other uses Geographic Information Systems resorting to extensive and detailed spatial and temporal data. The results obtained by both methodologies are compared and analysed critically, and the conclusion is that application of two distinct approaches leads to hydrologic parameters that are compatible. The observed discrepancies are explained by the diversity and approaches to the variables involved in each of the models.

Keywords: Water balance, rainfall-runoff regressions, SWAT.

1. INTRODUÇÃO

A estimativa de parâmetros hidrológicos subterrâneos pode ser feita com recurso a variadas metodologias que Scanlon *et al.* (2002) subdividem em três grupos consoante a origem dos dados obtidos, nomeadamente a partir de água superficial, da zona não saturada ou da zona saturada. Em cada um destes grupos pode ser feita uma abordagem física, por traçadores, ou numérica. O método a utilizar depende naturalmente do objectivo do estudo que determinará também a escala espacial e temporal. Este estudo é feito à escala da bacia hidrográfica, e tem como objectivo quantificar diferentes parcelas do balanço hídrico, recorrendo a duas metodologias distintas. Uma das metodologias cruza um modelo de balanço hídrico com rectas de regressão, precipitação vs. escoamento, recorrendo a dados facilmente mensuráveis, (precipitação, escoamento fluvial e temperatura). O outro método, SWAT, requer a utilização de Sistemas de Informação Geográfica e informação espaço-temporal extensa e detalhada, nomeadamente dados climáticos (precipitação, temperatura, humidade, velocidade do vento e radiação solar), características físicas da bacia (topografia, rede de drenagem e solos) e ainda dados relativos ao uso do solo. Os resultados obtidos são depois analisados comparativamente no sentido de compreender as discrepâncias encontradas.

2. ÁREA DE ESTUDO

Na região norte de Portugal seleccionou-se para área de estudo a bacia hidrográfica do rio Terva, a montante da estação hidrométrica de Boticas (figura 1).

O referido rio, um afluente da margem direita do rio Tâmega tem no troço referido um comprimento de 19 km e drena uma área de aproximadamente 99km². Trata-se de uma bacia alongada e extremamente assimétrica com uma altitude média de 696,5 m sendo a cota de referência de 490m.

Sob o ponto de vista geológico (Teixeira *et al.* 1974), em aproximadamente 95% da área, afloram granitos hercínicos, regra geral muito alterados. Na zona mais a jusante surgem pequenos retalhos de xistos silúricos muito metamorfizados. A bacia é cortada por uma extensa falha de direcção NE- SW com preenchimento de quartzo. O rio Terva aproveitou esta zona de fraqueza, instalando o seu percurso ao longo do referido acidente tectónico. De acordo com Agroconsultores e Coba (1991), o substrato geológico é coberto essencialmente por litossolos, surgindo manchas de cambissolos e fluvisolos ao longo das linhas de água principais (figura 2).

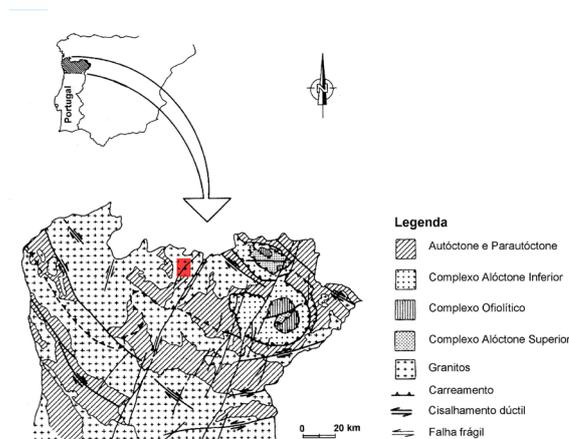


Figura 1 - Localização e enquadramento geológico da área de estudo.



Figura 2 - Carta do solo da bacia hidrográfica do rio Terva.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Julho de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Fevereiro de 2010. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 31, Nº 1, 15-23, Março de 2010. © APRH, ISSN 0870-1741

O uso do solo é diversificado, incluindo florestas de folhosas, resinosas e mistas, zonas de pastagem natural e produzida, áreas de cultivo e urbanas e ainda sectores desprovidos de vegetação ou cobertos por matos (figura 3).

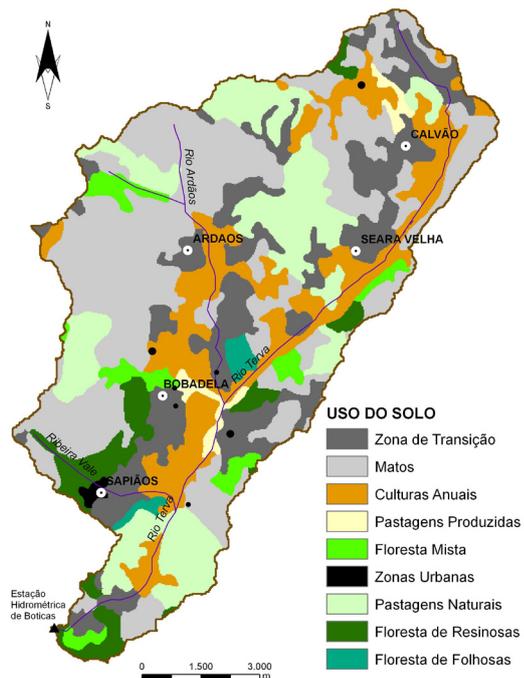


Figura 3 - Carta de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Terva.

Sob o ponto de vista climático, a região é caracterizada por dois períodos distintos, um húmido e frio, muito longo, e um período seco e quente, muito reduzido. Na figura 4 ilustra-se o diagrama termopluiométrico de Gausson, no período 1961/90, com os valores de precipitação e temperatura da estação climatológica de Montalegre, a mais próxima da bacia hidrográfica do rio Terva.

Relativamente à precipitação na bacia hidrográfica, a existência de postos udométricos na área envolvente (Soutelinho da Raia, Soutelo, Cervos, Barracão e Boticas) permitiu estimar a precipitação ponderada para o período em análise (1970/85), recorrendo ao

método dos polígonos de Thiessen. A precipitação anual, com um valor de 768,7 mm, é particularmente elevada nos meses de Novembro a Março (65% do total anual). Julho e Agosto surgem como meses secos, com elevada variação interanual, mas em que o valor médio da precipitação não atinge os 15 mm/mês. Relativamente à temperatura, tomando como base os valores de Montalegre, verificam-se temperaturas médias mensais inferiores a 10°C de Novembro a Abril. Nos restantes meses a temperatura é amena, surgindo como mais quentes Julho e Agosto em que a temperatura média mensal se aproxima dos 17°C.

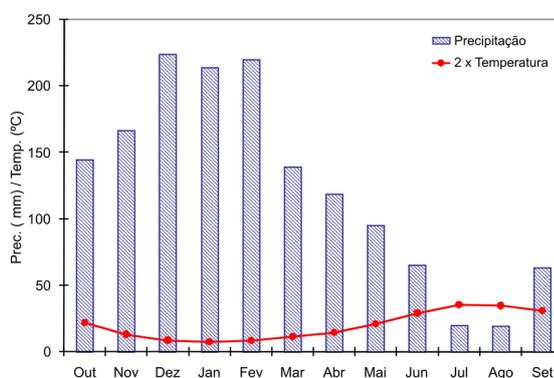


Figura 4 - Diagrama termopluiométrico de Gausson para a estação climatológica de Montalegre no período 1961/90.

3. DADOS E METODOLOGIA

O período temporal em análise abrange uma série de 15 anos (1970/85) tanto para os dados climatológicos como para os dados de escoamento. No método do balanço hídrico, a precipitação ponderada foi calculada pelo método dos polígonos de Thiessen. A evapotranspiração potencial estimou-se pelo método de Thornthwaite, utilizando dados de temperatura de uma série longa (1961/90) da estação de Montalegre. Para aplicação do modelo SWAT recorreu-se à precipitação registada nos postos udométricos nrs. 03L/03G, 03K/05UG e 03L/01UG.

Os dados de escoamento foram registados na estação hidrométrica de Boticas (dados em <http://snirh.pt>).

3.1. Método do balanço hídrico / equações de regressão

O método, desenvolvido por Alençã e Pacheco (2006), recorre a um conjunto reduzido de dados que

lhes permitem a estimativa, numa base mensal, de componentes do balanço hídrico pela combinação de equações simples de balanço com rectas de regressão precipitação vs. escoamento fluvial. É aplicável a regiões de clima temperado com duas estações distintas, uma fria e húmida em que existe superavit ($P > ETP$) e uma estação quente e seca em que existe défice hídrico ($P < ETP$).

Na figura 5 apresenta-se de forma esquemática o modelo conceptual do método.

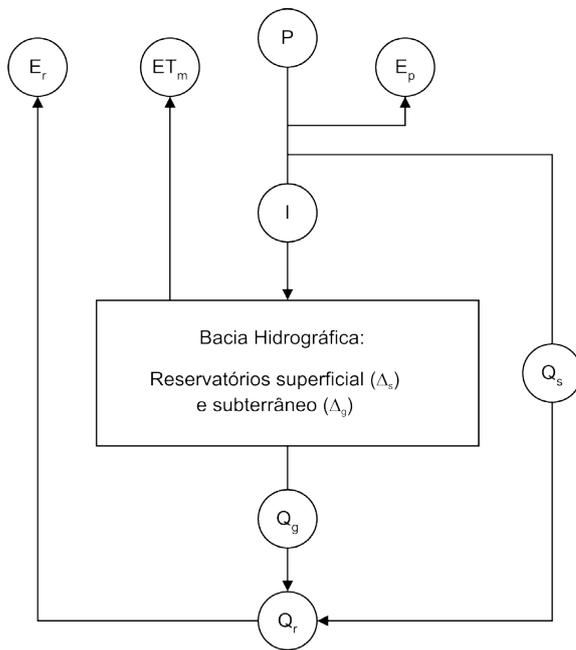


Figura 5 - Esquema conceptual do modelo balanço hídrico / equações de regressão.

A precipitação (P) caída na bacia hidrográfica segue diferentes trajectos, nomeadamente evaporação directa (E_p), escoamento superficial (Q_s) e infiltração (I). Parte desta última parcela retorna à atmosfera por evaporação a partir do solo (ET_m) e outra parte emerge como escoamento subterrâneo (Q_g). O escoamento fluvial (Q_r) é o somatório do escoamento superficial e do escoamento subterrâneo, deduzida a parcela correspondente à evaporação a partir do rio (E_r) e à variação do armazenamento (Δ_s e Δ_g)

Partindo do modelo descrito é possível escrever as seguintes equações:

$$Q_r = Q_s + Q_g - E_r - \Delta_s \quad [1]$$

$$Q_s = P - E_p - I \quad [2]$$

$$\Delta_g = I - ET_m - Q_g \quad [3]$$

A relação precipitação vs. escoamento é complexa para períodos de tempo reduzidos mas simplifica-se para períodos de tempo mais alargados, existindo uma correlação linear significativa à escala anual (Shaw, 1994). À escala mensal estas relações podem ser representadas por uma regressão linear que, combinada com as equações [1] a [3], possibilita a determinação de componentes do balanço hídrico, considerando no entanto diferenças entre o período húmido e o período seco.

Na figura 6 apresenta-se uma representação esquemática da regressão Q_r vs P para um mês em período húmido, no qual a precipitação é superior à evapotranspiração potencial e em que a evaporação a partir do solo e do rio são consideradas desprezáveis, o que implica que $ETP \approx E_p$.

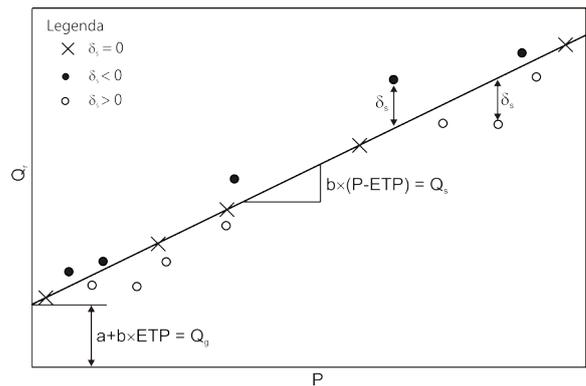


Figura 6 - Representação esquemática Q_r vs P para um mês em período húmido.

Assumindo estes pressupostos, também adoptados por outros autores (Xu & Singh, 2004), e utilizando os valores medianos de precipitação, da evapotranspiração potencial e dos parâmetros de ajuste das rectas é possível determinar os valores de Q_s , Q_g e Δ_s através de equações simplificadas do balanço hídrico:

$$Q_s = b \times (P - ETP) \quad [4]$$

$$Q_g = a + b \times ETP \quad [5]$$

$$\Delta_s = a + b \times P - Q_r \quad [6]$$

$$I = P - ETP - Q_s \quad [7]$$

Em período seco a existência de défice hídrico leva a que a quase totalidade da precipitação seja consumida em

evaporação directa e consequentemente o escoamento superficial e a infiltração sejam negligenciáveis ($Q_s \approx 0$ e $l \approx 0$). O fluxo no rio é praticamente todo de origem subterrânea, razão pela qual a recta de regressão apresenta um declive próximo de zero ($b \approx 0$), conforme se ilustra na figura 7.

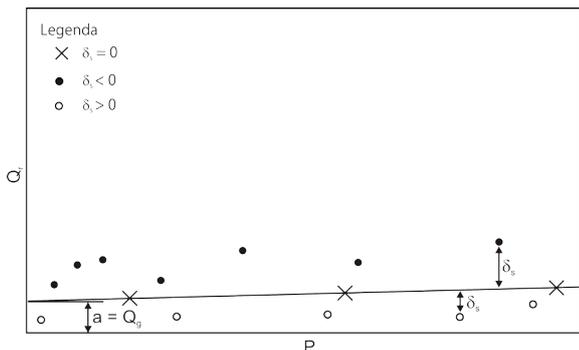


Figura 7 - Representação esquemática Q_r vs P para um mês em período seco.

Estes pressupostos possibilitam uma simplificação nas equações do balanço hídrico, admitindo que $Q_s = 0$ e $l = 0$. Então:

$$Q_g \approx a \tag{8}$$

$$\Delta_s \approx a - Q_r \tag{9}$$

Deve referir-se que o método do balanço hídrico / equações de regressão assume que as rectas de regressão, quer em período húmido quer em período seco, são representativas dos casos em que a variação no armazenamento é nula. Face ao modo como as rectas são obtidas [ajuste através do método dos mínimos quadrados], este pressuposto poderá nem sempre ser verdadeiro.

3.2. Método SWAT

O modelo SWAT (Arnold e Allen, 1993 e Winchel *et al*, 2008) simula caudais fluviais recorrendo a dados climáticos (precipitação, temperatura, velocidade do vento, radiação solar e humidade), características físicas da bacia hidrográfica (topografia, rede de drenagem e solos) e ainda ao uso e cobertura do solo. Na figura 8 apresenta-se o fluxograma geral da execução do modelo SWAT (Caetano e Pacheco, 2008).

Partindo do modelo digital de terreno, o SWAT começa por delinear o padrão de drenagem, sendo a densidade hidrográfica seleccionada pelo utilizador. Isto permite

esboçar a foz e o contorno da bacia, após o que o modelo associa aos cursos de água a montante da foz as respectivas subbacias que são em seguida subdivididas em unidades de resposta hidrológica (URH). As URH consistem em sectores da sub bacia que são homogéneas relativamente à topografia, solo e uso do solo e que uma vez delimitadas são caracterizadas relativamente às suas propriedades geométricas, hidrológicas e climáticas. Após esta caracterização, o SWAT procede ao cálculo das componentes do escoamento associadas a cada uma das URH, recorrendo a equações de balanço de água e a modelos de fluxo adaptados às condições de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo. Estes volumes de água são seguidamente conduzidos até às linhas de água e ao longo destas até ao ponto mais a jusante da bacia hidrográfica no qual é contabilizado o valor global do caudal.

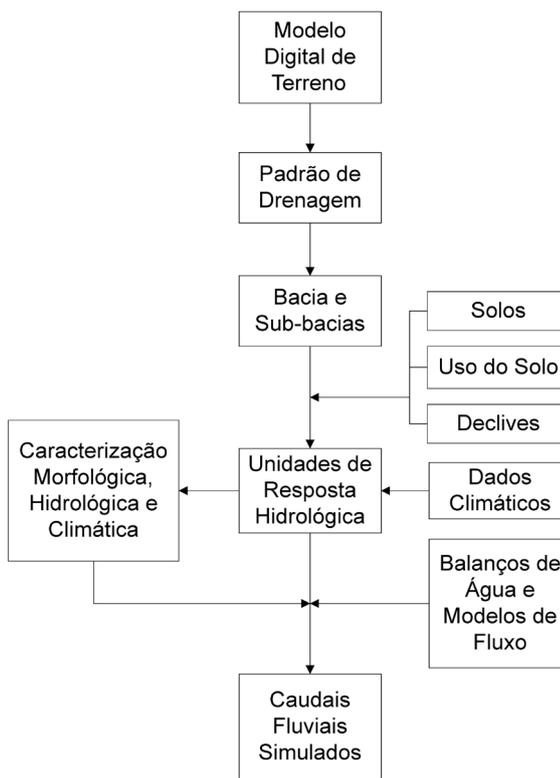


Figura 8 - Fluxograma do modelo SWAT.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Método do balanço hídrico / equações de regressão

As rectas de regressão mensal, precipitação vs escoamento fluvial, construíram-se após eliminar pontos anómalos (e.g. associados a erros de medição no caudal e/ou precipitação), tendo sido retirados 10 valores de um total de 180 pontos (5,6%). Tal como era expectável, as rectas de regressão para o período húmido apresentam um declive e correlação elevados (mediana de $b=0,43$; mediana de $r^2=0,65$) enquanto que para o período seco o declive e a correlação são baixos (mediana de $b=0,09$; mediana de $r^2=0,35$).

As componentes do balanço hídrico foram calculadas

numa base mensal, usando os valores medianos da precipitação, escoamento e evapotranspiração em combinação com os coeficientes das rectas de regressão resultantes da projecção precipitação vs escoamento fluvial.

Os valores calculados para as diferentes componentes do balanço hídrico (escoamento subterrâneo, escoamento superficial, Δs e infiltração) apresentam-se na tabela 1.

Numa base anual, o valor da infiltração é de 214,6 mm e o escoamento subterrâneo é 97,6 mm. Assumindo que a variação anual de água subterrânea no reservatório é nula, então a diferença entre a infiltração e o escoamento subterrâneo (117 mm) corresponderá ao armazenamento subterrâneo.

Tabela 1 - Quadro resumo do balanço hídrico para a bacia hidrográfica do rio Terva.

Mês	Dados			Coeficientes de regressão				P-ETP	Balanço hídrico			
	P	Q_r	ETP	Anos anómalos	a	b	r^2		Q_g	Q_s	Δ_s	I
Out	54,2	1,9	54,2		-1,97	0,08	0,68	0,0	2,4	0,0	0,5	0,0
Nov	75,8	8,4	25,6		-4,93	0,20	0,52	50,3	0,2	10,1	1,8	40,2
Dez	100,5	33,1	13,4	4	-3,60	0,43	0,95	87,0	2,2	37,4	6,5	49,6
Jan	123,9	57,1	14,9	12	4,70	0,43	0,60	109,1	11,1	46,9	0,9	62,2
Fev	110,9	57,5	18,9	9,11	2,90	0,62	0,88	92,0	14,6	57,0	14,1	35,0
Mar	85,7	37,1	32,7		7,24	0,59	0,55	53,0	26,5	31,3	20,6	21,7
Abr	52,9	37,6	48,7	9	10,81	0,33	0,70	4,2	26,9	1,4	-9,4	2,8
Mai	56,3	26,0	77,0	3,13	2,54	0,33	0,61	-20,8	2,5	0,0	-23,5	0,0
Jun	48,4	16,0	104,2	3,4	5,70	0,21	0,43	-55,8	5,7	0,0	-10,3	0,0
Jul	12,7	4,5	123,2	3	3,80	0,09	0,26	-110,5	3,8	0,0	-0,7	0,0
Ago	12,1	1,1	108,3		1,17	0,03	0,18	-96,2	1,2	0,0	0,1	0,0
Set	35,3	0,3	32,3		0,56	0,00	0,00	3,1	0,6	0,0	0,3	3,1
Total	768,7	280,6	653,3						97,6	184,1	1,1	214,6

P - precipitação mediana após exclusão de anos anómalos; Q_r - caudal mediano após exclusão de anos anómalos; ETP - evapotranspiração potencial; a, b - ordenada na origem e declive da recta de regressão; r^2 - coeficiente de determinação; Q_g - fluxo de base; Q_s - fluxo superficial; Δ_s - variação no armazenamento; I - infiltração. Valores dos dados e parâmetros em mm.

Na figura 9 ilustra-se a variação dos parâmetros calculados mensalmente ao longo do ano hidrológico. A infiltração ocorre naturalmente na estação fria e húmida, especialmente no período Novembro a Janeiro e surge desfasada cerca de 2 meses do fluxo subterrâneo que é mais elevado no período Março a Abril. Os valores baixos do fluxo subterrâneo que se verificam desde o início do ano hidrológico até Março poderão significar que o reservatório subterrâneo está a ser preenchido ($\Delta g > 0$). A partir deste mês, os valores de fluxo subterrâneo são superiores aos da infiltração, verificando-se consequentemente uma

variação negativa no armazenamento subterrâneo, correspondente a um esvaziamento do reservatório. A partir de Maio, a infiltração é nula e o fluxo subterrâneo reduz-se a valores residuais. O valor acumulado do armazenamento subterrâneo aumenta gradualmente até Março quando atinge um valor próximo dos 21 mm e mantém-se em fase com o escoamento subterrâneo. A partir de Março a variação negativa do Δg traduz-se num decréscimo progressivo do armazenamento acumulado até Junho, mês a partir do qual se verificam apenas valores residuais.

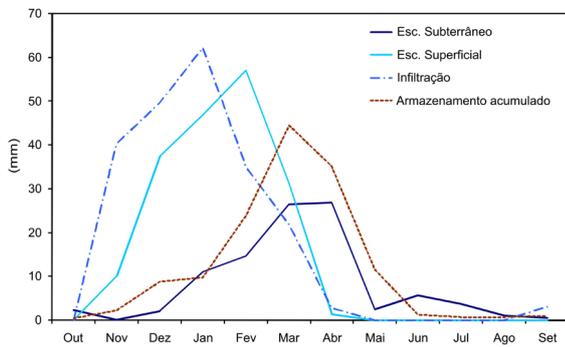


Figura 9 - Variação dos parâmetros calculados mensalmente ao longo do ano hidrológico pelo método do balanço hídrico / equações de regressão.

4.2. Método SWAT

Os valores estimados pelo SWAT para o caudal total e para as componentes superficial e subterrânea apresentam-se na tabela 2.

Tabela 2 – Quadro resumo dos parâmetros estimados pelo SWAT.

Q_r – caudal fluvial, Q_s – caudal superficial, Q_g – caudal subterrâneo.

Mês	Q_r	Q_r Corrigido	Q_s	Q_g
Out	10,9	5,8	4,7	1,1
Nov	20,6	12,7	8,5	4,3
Dez	72,4	38,2	27,0	11,2
Jan	78,5	53,7	25,6	28,2
Fev	92,6	63,0	27,6	35,4
Mar	58,5	61,2	9,5	51,8
Abr	27,7	16,7	3,1	13,6
Mai	11,7	7,6	1,6	6,0
Jun	6,2	5,7	2,4	3,3
Jul	2,8	2,0	0,5	1,5
Ago	1,2	0,8	0,2	0,6
Set	1,0	0,9	0,6	0,3
Total	384,1	268,4	111,4	157,2

Os meses de maior escoamento fluvial correspondem naturalmente aos meses de maior precipitação. Tal como verificado no modelo anterior, a partir de Maio o escoamento subterrâneo reduz-se a valores residuais. Os picos de escoamento superficial e subterrâneo

surtem em termos temporais com uma sobreposição de 1 mês. Na figura 10 representam-se graficamente os valores constantes na tabela.

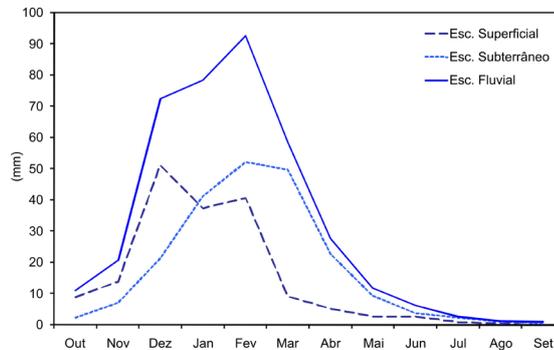


Figura 10 - Variação dos parâmetros calculados mensalmente ao longo do ano hidrológico pelo método SWAT.

5. COMPARAÇÃO DE RESULTADOS

Analisando o escoamento fluvial simulado pelo SWAT relativamente ao escoamento fluvial registado na estação hidrométrica de Boticas, verifica-se que o SWAT sobreavalia o valor deste parâmetro, conforme se ilustra na figura 11. Este facto poderá ser consequência da precipitação ter também sido sobreavaliada na sequência da utilização de estações udométricas representativas do sector oeste da bacia onde se registam as altitudes mais elevadas.

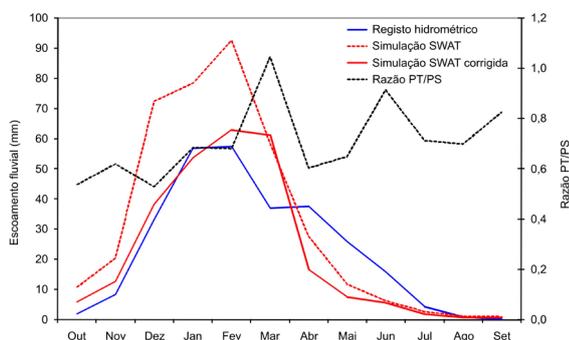


Figura 11 - Comparação do registo hidrométrico na estação de Boticas e do caudal simulado pelo SWAT.

No sentido de tornar comparáveis os resultados obtidos pelos dois métodos, procedeu-se à correcção dos valores de caudal simulados pelo SWAT, utilizando para isso a razão entre as precipitações estimadas pelos polígonos de Thiessen (P_T), usada no método do balanço hídrico, e as precipitações estimadas pelo SWAT (P_S). Verifica-se que os novos caudais se aproximam razoavelmente dos registos hidrométricos, com excepção dos meses de Março, Abril e Maio. Em termos anuais, os caudais corrigidos somam 268,4 mm e os caudais registados 280,6 mm, isto é, a diferença não ultrapassa 5%.

Para proceder à análise comparativa no que respeita à distribuição do escoamento total pelas componentes superficial e subterrânea foi também necessário proceder a correcções, uma vez que o SWAT não contabiliza o parâmetro relativo ao armazenamento subterrâneo (Δ_s). Assim, considerou-se que nos meses em que o Δ_s é positivo, essa parcela é proveniente do escoamento superficial pelo que aos valores estimados pelo método do balanço hídrico se subtraiu o valor mensal do armazenamento. Nos meses em que Δ_s é negativo assumiu-se que essa parcela irá contribuir para o escoamento subterrâneo pelo que ao valor mensal deste parâmetro se somou a variação no armazenamento.

Os resultados encontrados, depois de feitas as correcções, explicitam-se na figura 12, podendo observar-se algumas diferenças.

Em termos de valores absolutos, o método do balanço hídrico privilegia o escoamento superficial enquanto que no SWAT se verifica o contrário. A distribuição mensal do escoamento superficial é idêntica nos dois modelos enquanto que relativamente ao escoamento subterrâneo o SWAT antecipa um mês o pico de maior escoamento. O modelo de balanço hídrico concentra o Q_s e o Q_g respectivamente nos períodos Dezembro-Março e Março-Abril, ou seja com uma sobreposição de um mês. No modelo SWAT os picos de Q_s e o Q_g ocorrem respectivamente em Dezembro-Fevereiro e Janeiro-Março, portanto com uma sobreposição de dois meses. Esta diferença poderá resultar do facto do modelo SWAT associar o escoamento subterrâneo ao horizonte saprolítico, caracterizado por condutividades hidráulicas mais elevadas e tempos de residência mais curtos, enquanto que no modelo de balanço hídrico o escoamento subterrâneo será controlado por aquíferos com condutividades hidráulicas reduzidas e tempos de residência elevados, um cenário coerente com o enquadramento geológico da região.

As diferenças registadas no escoamento fluvial para os meses de Março, Abril e Maio reflectem-se sobretudo no escoamento subterrâneo.

Em termos anuais o modelo de balanço hídrico determina que $Q_s = 140$ mm e $Q_g = 140,6$ enquanto que o SWAT estabelece que $Q_s = 114,4$ mm e $Q_g = 157,2$ mm.

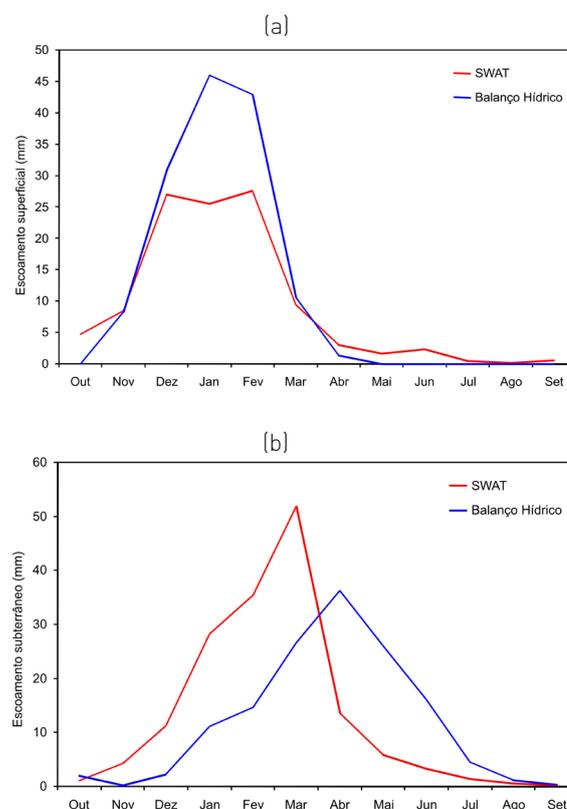


Figura 12 - Variação sazonal do escoamento superficial (a) e subterrâneo (b) estimados pelo método SWAT e pelo método de balanço hídrico / equações de regressão.

6. CONCLUSÕES

A utilização de dois modelos distintos conduz a valores de parâmetros hidrológicos compatíveis, podendo as discrepâncias encontradas ser explicadas pela diversidade e diferentes abordagens às variáveis envolvidas em cada um dos modelos.

O modelo de balanço hídrico requer um reduzido número de dados, para se proceder ao cálculo dos balanços hidrológicos, o que é, claramente, uma vantagem. Porém, existe a limitação de apenas ser aplicável a períodos temporais mensais e à escala de uma bacia hidrográfica com registo de caudal.

O modelo SWAT permite a análise da hidrologia à escala da sub-bacia, ou da URH, e para períodos diários, depois integráveis em períodos mensais ou anuais. No entanto, para a execução dos cálculos necessita de uma grande quantidade de dados, o que dificulta a sua implementação.

BIBLIOGRAFIA

Agroconsultores & Coba - UTAD (1991). Carta de solos, carta do uso actual da terra e carta de aptidão da terra do nordeste de Portugal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Projecto de desenvolvimento rural integrado de Trás-os-Montes e Alto Douro (PDRITM).

ALENCOÃO, A. M. P. & PACHECO, F. A. L. (2006). Infiltration in the Corgo river basin (north of Portugal): coupling water balances with rainfall-runoff regressions on a monthly basis. *Hydrologic Sciences Journal* 51(6) p.989-1005.

ARNOLD, J. G., ALLEN., P. M. (1993). A comprehensive surface-ground water flow model. *J. Hydrol.* 142(1-4), 47-69.

CAETANO, C. A. R.; PACHECO (2008). Modelação de escoamentos fluviais na região de Trás-os-Montes e Alto Douro utilizando o modelo SWAT. In CD-Rom das Actas do V Seminário dos Recursos Geológicos, Ambiente e Ordenamento do Território (150-156 p). ISBN 978-972-669-890-6

SCANLON, B. R., HEALY, R. W., COOK, P. G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 10, 18-39.

SHAW, E. M. (1994). *Hydrogeology in Practice*. (Third edition). London: Chapman & Hall.

TEIXEIRA, C.; ASSUNÇÃO, C. T.; COELHO, A.V. P. (1974). Notícia Explicativa da folha 6-B Chaves. Direcção Geral de Geologia e Minas. Serviços Geológicos de Portugal.

Xu, C.-Y., SINGH, V.P. (2004). Review on regional water resources assessment: models under stationary and changing climate. *Water Resources Management* 18, 591-612.

WINCHELL, M., SRINIVASAN, R., DiLUZIO, M., ARNOLD, J. (2008). *Arcswat 2.0 Interface for SWAT 2005 - User's Guide*. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Texas. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, USDA Agricultural Research Service, Texas. 448p.

<http://snirh.pt>

<http://scrif.igeo.pt>

A GESTÃO DE ESCASSEZ E SECAS ENQUADRANDO AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

THE WATER SCARCITY AND DROUGHTS' MANAGEMENT FRAMING CLIMATE CHANGE ISSUES

Eduardo Vivas

Aluno de Doutoramento, FEUP // Rua Dr. Roberto Frias, s/n, 4200-465 Porto // evivas@fe.up.pt // associado APRH nº 1678

Rodrigo Maia

Professor Associado, FEUP // Rua Dr. Roberto Frias, s/n, 4200-465 Porto // rmaia@fe.up.pt // associado APRH nº 753

RESUMO: As alterações climáticas (AC) são um dos maiores desafios do séc. XXI, cujos potenciais efeitos deverão ser atendidos, avaliados e prevenidos desde o nível mais local e nos mais diversos planos (social, ambiental, económico, etc). Por outro lado, na Europa, tem vindo a ser destacada nos últimos anos a importância de uma clara definição de medidas apropriadas às situações de escassez e secas, atento o agravamento das suas consequências devido às AC e porque uma situação de seca pode intensificar situações já problemáticas, onde exista um desequilíbrio entre disponibilidades naturais e utilizações (escassez). Os contributos à gestão de escassez e secas, apresentados no presente artigo, desenvolvidos na FEUP por aplicação ao caso de estudo do Guadiana, têm por base a utilização de indicadores e modelos numéricos de simulação, permitindo maior flexibilidade, prevenção e capacidade de antecipação na gestão dessas situações. Pôde ser constatado que, com a devida adequação de cenários climáticos e de utilização da água, à escala espacial e temporal corrente na Gestão dos Recursos Hídricos, esses desenvolvimentos poderão contribuir para o processo de adaptação às AC.

Palavras-chave: Adaptação, flexibilidade, indicadores, modelos, simulação.

ABSTRACT: The Climate Change (CC) is one of the greatest challenges of the XXIst century and its effects shall be attended, evaluated and prevented right from the local level and in several matters (social, environmental, economic, etc.). On the other hand, in last years in Europe, has been enhanced the importance of a clear definition of appropriate measures for Water Scarcity and Droughts' situations, regarding the expected aggravation of their impacts due to CC and since a drought situation can intensify concerning situations where there is already an imbalance between natural availabilities and existing water uses (water scarcity). The contributions for water scarcity and droughts' management, described in this article, work under development at FEUP, for the Guadiana's basin case study allow an enhanced flexibility, prevention and anticipation capacity, being funded on decision support tools such as indicators and simulation models. It is possible to verify that, with adequate climate and water use scenarios, on proper Water Resources Management time and spatial scales, the work herewith presented can contribute to the adaptation process to CC.

Keywords: Adaptation, flexibility, indicators, models, simulation.

1. ENQUADRAMENTO GERAL

As situações de seca e de escassez constituem problemas de elevada complexidade, cujos impactos, bastante significativos, têm levado a uma preocupação crescente entre os diferentes estados-membro da União Europeia (UE, 2007b). Por outro lado, é expectável que as Alterações Climáticas (AC) venham a impor pressões adicionais, tanto na afectação das disponibilidades globais, como na severidade e frequência de ocorrência de secas (UE, 2007; UE, 2007b). Neste contexto, como foco do presente artigo, importa analisar em que medida as AC poderão afectar as situações de seca e escassez, e prever se as soluções de gestão em desenvolvimento na FEUP, serão capazes de se adequar ao enquadramento desta problemática.

1.1. O desafio das Alterações Climáticas

Por AC entendem-se as alterações das características climáticas (precipitação e temperatura) de uma determinada região, de forma persistente, por um período prolongado (décadas ou superior) (IPCC, 2007). Esta definição deixa em aberto a origem das AC, podendo ser decorrentes da actividade humana, ou de factores naturais que influenciam a variabilidade do clima. Ainda assim, a relação entre os níveis de gases de efeito de estufa (GEE) na atmosfera, em particular de CO₂, e os níveis de aquecimento global do planeta dos últimos 100 anos, tornam provável uma intensificação dessas alterações ao longo do séc. XXI (IPCC, 2007; UE, 2007).

Embora exista ainda um elevado nível de incertezas quanto aos efeitos reais dessas alterações nas distintas regiões do mundo, o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), definiu uma base de cenários de emissões de GEE (IPCC, 2000) que, com auxílio de modelos climáticos, permitem estimar a evolução expectável da temperatura à escala mundial, até ao final do séc XXI (IPCC, 2007). Além disso, estudos para a Península Ibérica e Portugal (SIAM, 2002; SIAM II, 2006), permitiram, segundo o esquema definido pelo IPCC, ter uma avaliação um pouco mais detalhada do desafio que as AC poderão constituir relativamente à variação da temperatura média até ao final do séc. XXI (Figura 1).

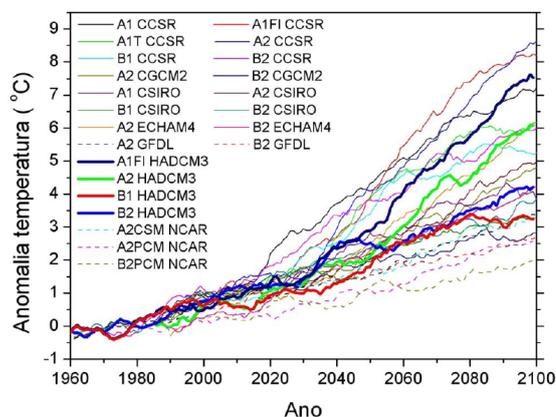


Figura 1 - Espectro de projecções segundo diversos cenários de emissões e diferentes modelos climáticos, da variação da temperatura média para a Península Ibérica (SIAM II, 2006).

Por outro lado, o aquecimento global conduzirá a alterações nos padrões de distribuição espacial e temporal da precipitação, bem como nas características dos seus extremos (IPCC, 2008), tal como surge destacado: (i) na Figura 2, com a representação da expectável afectação da precipitação anual média, por comparação com valores do período 1961-1990, segundo o cenário A2 de emissões (IPCC, 2000) e com base nos resultados de dois modelos climáticos regionalizados para a Europa e (ii) na Figura 3, com a previsível evolução da frequência de ocorrência de secas classificadas como severas (actual período de retorno de 100 anos) considerando uma variação face às características actuais do clima e utilizações de água (1961-1990), com base nas projecções dos modelos climáticos ECHAM4 e HadCM3 e em cenários de emissões ligeiramente acima do cenário A1B (IPCC, 2000).

1.2. Adaptação às AC na Europa

A UE tem vindo a assumir uma posição de vanguarda e de acção em relação às AC, destacando dois conceitos principais: mitigação e adaptação (UE, 2007).

Nesse contexto, recentes desenvolvimentos apresentados com o Livro Branco das AC (UE, 2009)

¹ Ver DMI/ Prudence Project (<http://prudence.dmi.dk/>) e PESETA Project (<http://peseta.jrc.ec.europa.eu/>).

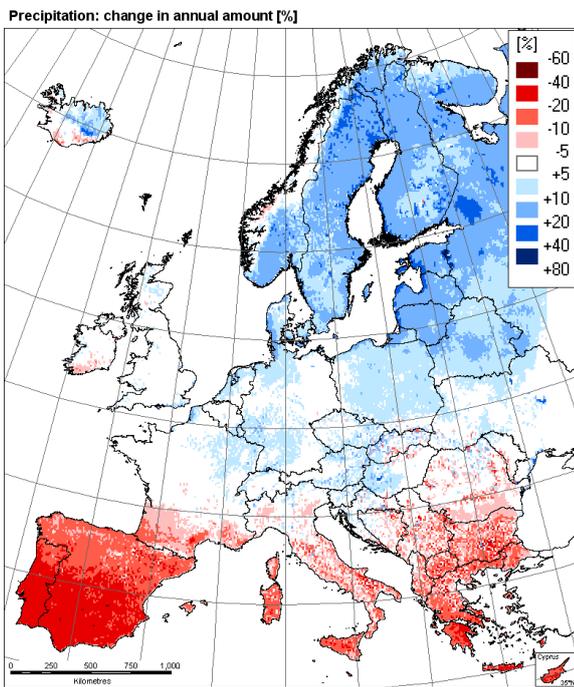


Figura 2 - Variação na precipitação média anual no final do séc. XXI (UE, 2007).

apontam para uma prévia avaliação da potencial afectação de diferentes domínios, incluindo da Gestão dos Recursos Hídricos (GRH). Sendo o sul da Europa apontado como uma das regiões mais afectadas, prevê-se que as AC irão impor fortes impactos nos recursos hídricos (UE, 2009a; IPCC, 2008; Brekke, et al, 2009) nomeadamente: alterações na disponibilidade de água, com diminuição dos níveis médios de escoamento e intensificação da sazonalidade; aumento dos problemas de qualidade da água devido a temperaturas mais elevadas e fenómenos extremos mais frequentes; e, afectação de sectores-chave da economia, de forma transversal, bem como dos ecossistemas e da biodiversidade. São igualmente apontadas medidas que permitem facilitar o processo de adaptação às AC nesta matéria (UE, 2009a):

- Abordagem integrada da gestão da água;
- Adopção conjugada de medidas do lado da “procura” e do lado da “oferta”, incluindo medidas estruturais designadas por “cinzentas” (referindo-se às tradicionais obras de Engenharia) e “verdes” (ao nível do reforço dos ecossistemas) e de intervenção não estrutural, conducentes a mudanças comportamentais (e.g. incentivos económicos);

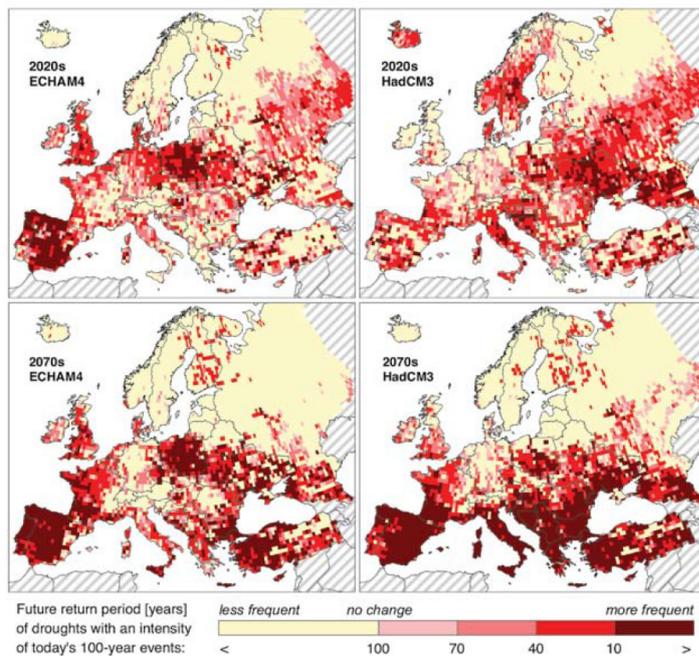


Figura 3 - Evolução, ao longo do século XXI, do futuro período de retorno para as actuais secas de severidade correspondente a um período de retorno de 100 anos (Lehner et al, 2006; IPCC, 2008).

- Utilização dos instrumentos legais já existentes, nomeadamente a Directiva-Quadro da Água (DQA), cujos planos de gestão de Região Hidrográfica, previstos levar a cabo de forma regular (ciclos de 6 anos), se apresentam como suficientemente flexíveis para inclusão da avaliação de impactos das AC, bem como das medidas necessárias;
- Consideração das AC nos pressupostos base para elaboração de projectos de longo prazo que dependam, de alguma forma, das características do clima [e.g. aproveitamentos hidráulicos].

Além disso, tem vindo a ser reforçado (UE, 2009a) o papel da investigação para melhor compreensão e modelação da afectação do ciclo hidrológico pelas AC, bem como dos impactos sobre a água, avaliando a dimensão socio-económica dos mesmos e desenvolvendo ferramentas que facilitem a abordagem integrada de avaliação de medidas de mitigação e adaptação.

1.3. Adaptação às AC em Portugal

Em Portugal, o Programa SIAM – Scenarios, Impacts and Adaptation Measures (SIAM, 2002; SIAM II, 2006) proporcionou a primeira avaliação multisectorial de potenciais efeitos das AC, com base em projecções de cenários climáticos futuros, ainda que numa resolução espacial reduzida (área de análise mais vasta que a escala de região hidrográfica).

Foram apresentados resultados, considerando três projecções climáticas no que toca à anomalia de precipitação média, anual e para as diferentes estações do ano, até ao final do séc. XXI (Figura 4), e à geração de escoamento para o ano horizonte de 2100 (Figura 5). Importa notar que, neste último caso, a avaliação do escoamento, em regime natural, foi obtida com recurso ao modelo de simulação hidrológica de Temez (Temez, 1977), partindo das projecções consideradas.

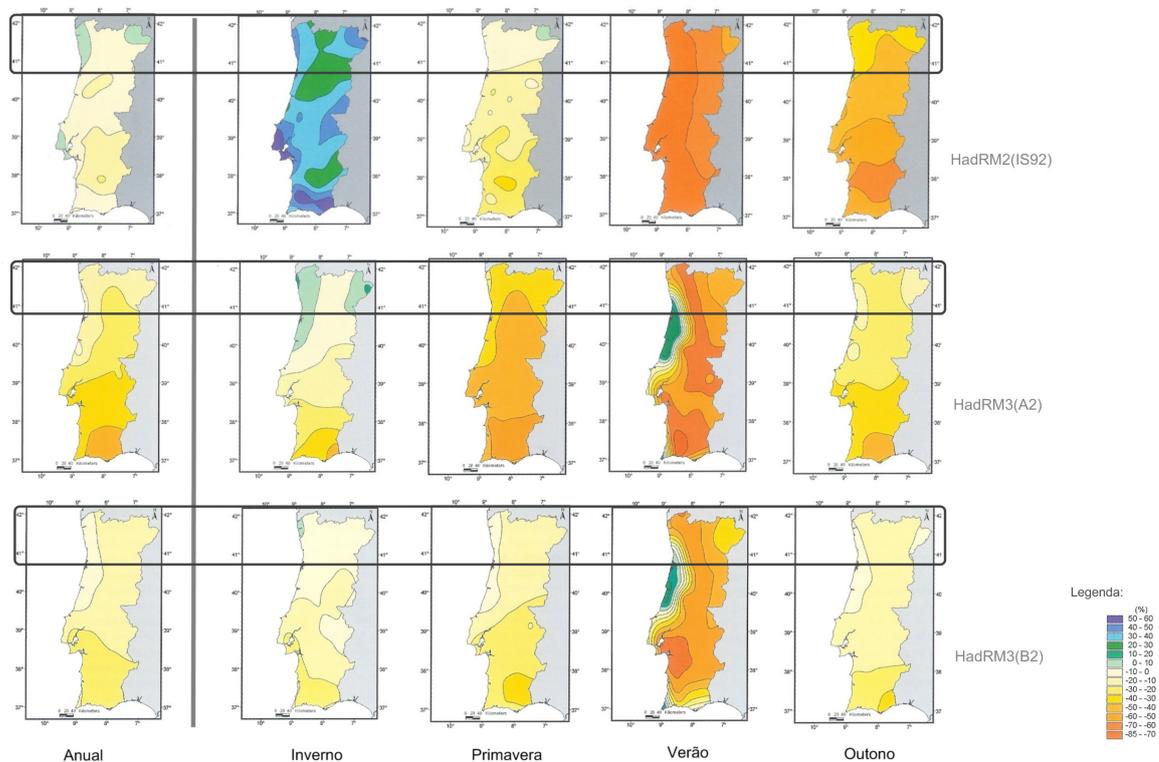
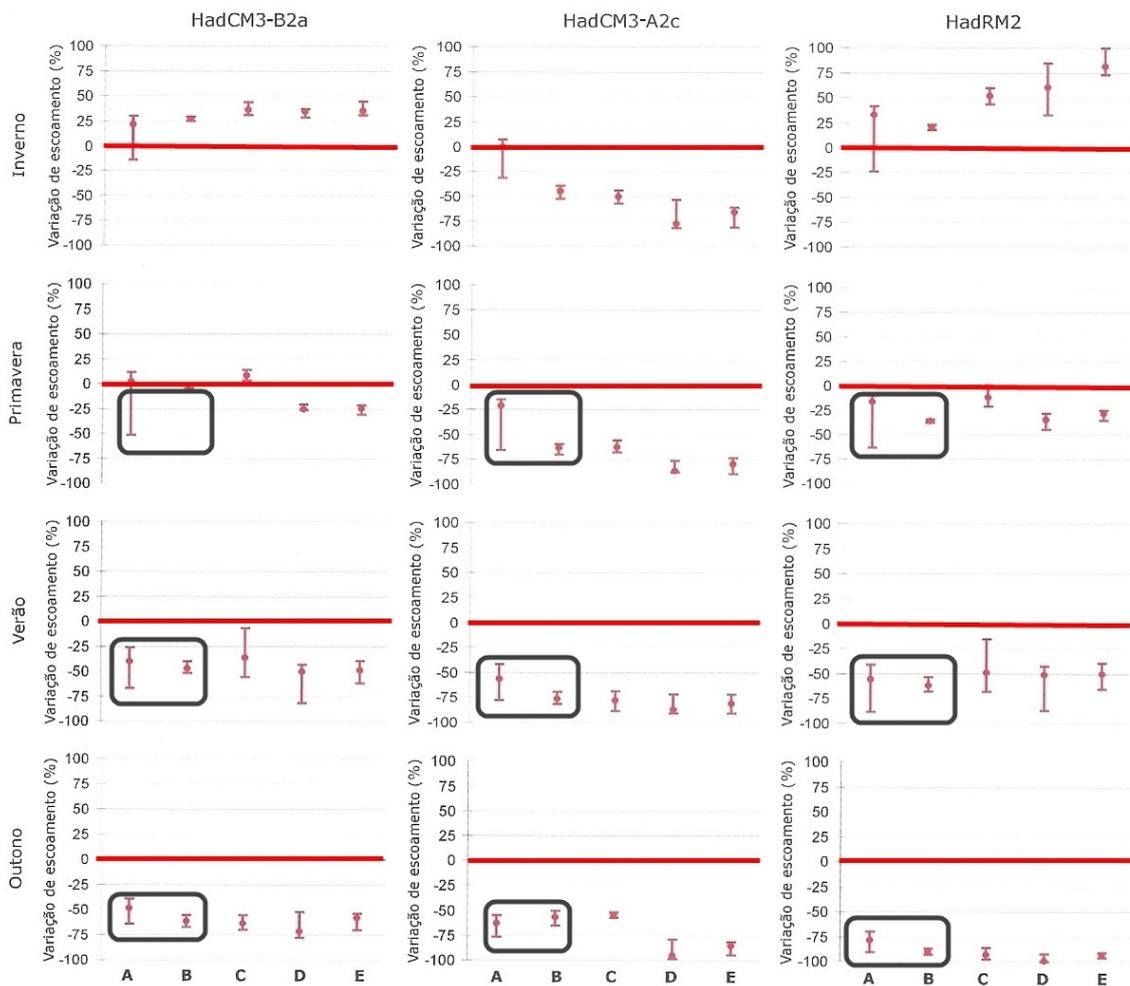


Figura 4 - Anomalia da precipitação para Portugal Continental, segundo três projecções climáticas, até ao final do séc. XXI em percentagem da simulação de controlo (adaptado de SIAM II, 2006).

Considerando a região norte (salientada nas figuras 4 e 5), tradicionalmente mais húmida, é possível verificar que as projecções para a anomalia da precipitação (Figura 4) seguem uma tendência de forma geral negativa, podendo indicar uma afectação na ordem dos 30%, em termos anuais, com redução mais elevada em determinadas épocas do ano (em especial no Verão), ainda que com ligeiro incremento nos valores

de precipitação no Inverno e, pontualmente em alguns locais (nordeste transmontano e na orla de influência marítima do Douro litoral e Vouga) também noutras estações do ano. De igual forma, para a região norte, no que toca ao escoamento superficial (Figura 5), verifica-se uma redução em todas as estações do ano, com excepção do Inverno.



Legenda:
 A- Norte do Douro
 B- Sul do Douro, Vouga e Mondego
 C- Tejo
 D- Sado, Mira e Guadiana
 E- Algarve

Figura 5 - Variação do escoamento médio sazonal, para Portugal Continental, para o final do séc. XXI, considerando 3 projecções climáticas de base face à simulação de controlo (adaptado de SIAM II, 2006).

2. A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ E SECAS

Os resultados do grupo de trabalho da UE dedicado à temática da escassez e secas (UE, 2007a) destacam a importância de uma clara definição de medidas apropriadas a estes problemas na Europa, num expectável agravamento com as AC.

2.1. Conceitos base e orientações da UE em relação à escassez e secas

Nesta temática, é importante distinguir as características de cada um dos fenómenos. A seca é identificada como um fenómeno natural, podendo assumir consequências extremas, enquanto anomalia transitória das condições de precipitação numa dada área, durante um certo período de tempo. A escassez, por sua vez, é entendida como um fenómeno distinto, nomeadamente a nível Europeu, correspondendo a um excesso da "procura" face às disponibilidades naturais existentes, reflectindo uma avaliação de longo prazo. Não havendo definição universalmente aceite, são apontados três componentes essenciais: (i) as necessidades existentes, (ii) a fracção de água que pode ser mobilizada e (iii) as escalas temporal e espacial consideradas (Vivas, E., Maia, R., 2008).

Uma situação de seca pode, então, potenciar e/ou agravar situações de desequilíbrio entre as disponibilidades naturais e as necessidades para as principais utilizações (escassez), numa qualquer região hidrográfica. A potencial diminuição das disponibilidades naturais e intensificação de conflitos entre diferentes sectores utilizadores, bem como a potencial maior frequência na ocorrência de situações de seca de maior severidade, resultado de alterações no ciclo hidrológico provocadas pelas AC, poderão conduzir a impactos exacerbados e bastante significativos.

As conclusões destacadas pelo grupo de trabalho dedicado à escassez e secas (UE, 2007a), bem como na comunicação efectuada pela Comissão Europeia nesta matéria (UE, 2007b), permitem salientar os seguintes pontos cruciais de necessário desenvolvimento:

- Indicadores de avaliação (seca e escassez)
- Planos específicos de gestão de seca
- Sistemas de alerta precoce (seca)
- Monitorização e avaliação de impactes (seca e escassez)
- Adaptação às AC (seca e escassez)

Analisando o ponto de situação nestes domínios para Portugal e Espanha, é possível comprovar que, em termos gerais, este último país se encontra numa fase mais avançada. De facto: os indicadores

de seca (índice de estado) que constituem a base de avaliação dos planos especiais de seca (elaborados e implementados para todas as bacias) estão já em fase operacional; têm sido dados os primeiros passos no desenvolvimento de sistemas de alerta precoce de situações de seca por recurso à utilização de modelos para simulação do potencial estado futuro das origens de água (Andreu et al, 2007); e, por último, encontra-se em desenvolvimento o Plano Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas (MMAE, 2006) cujos primeiros resultados (MMAE, 2008), demonstram que existe já uma base de cenários climáticos ao nível regional para toda a Espanha, estando sob processo de adaptação para simulação e integração efectiva nas actividades de GRH.

No caso de Portugal, pode-se dizer que, não obstante algum evidente atraso naqueles domínios, estão, ainda assim, estabelecidas as bases necessárias para os desenvolvimentos identificados, a levar a cabo. Assim:

- No que respeita aos indicadores de avaliação, o Sistema de Vigilância e Alerta de Recursos Hídricos - SVARH (Rodrigues et al, 2003) constitui a base de avaliação actual para a gestão de situações de seca. Sendo mais orientado para a avaliação de cheias, não permite a avaliação de secas de forma agregada, i.e. através de uma classificação única global, nem incorpora a importância das utilizações existentes. Deste modo, está a ser promovido o estabelecimento da base para um Sistema de Previsão e Gestão de Secas (fundado em indicadores de avaliação), que permitirá fomentar um alerta precoce, além de melhorar o processo de gestão deste tipo de situações (trabalho em que estão também envolvidos os autores do presente artigo).

De acordo com as orientações do Projecto SIAM (SIAM, 2002; SIAM II, 2006), anteriormente referido, e que constituiu a primeira abordagem à integração da problemática das AC na GRH, impõe-se um estudo mais aprofundado e consequente elaboração de programas de medidas, conforme previsto na Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas (CAC, 2009).

2.2. Desenvolvimentos em Portugal na temática da escassez e secas

O desenvolvimento de indicadores/índices de avaliação destaca-se como fundamental para sistematização do processo de gestão e prevenção de secas (Heim Jr, 2002; Steinemann et al, 2005). De facto, estes instrumentos de apoio à decisão possibilitam a detecção e monitorização de condições de seca, a determinação do tempo de actuação e dos níveis de resposta necessários, e ainda a caracterização e comparação de diferentes situações de seca. Os indicadores/índices são, assim, primordiais para a elaboração de planos de gestão (Tsakiris et al; 2007;

DG ENV EC, 2007) e facilitam a utilização de modelos de apoio à decisão para simulação de situações futuras (Andreu et al, 2007).

Nessa linha, o presente artigo toma por base alguns trabalhos que os autores têm vindo a desenvolver neste domínio. Com vista à implementação de um Sistema de Previsão e Gestão de Secas (ver também 2.3 Caso de estudo – Guadiana) foi concebido um esquema de base para avaliação dessas situações em Portugal, representado simplificadaamente na Figura

6 e que deverá ter por base a avaliação contínua de indicadores, reflectindo a afectação sequencial das diferentes fases do ciclo hidrológico, aquando de uma seca. De acordo com os diferentes graus de afectação de cada uma das fases consideradas, avaliadas a partir de variáveis representativas e também da importância dos impactos sobre os diferentes sectores utilizadores, será definido um nível de severidade global que permitirá estabelecer um nível de alerta de seca, com a selecção das medidas necessárias.

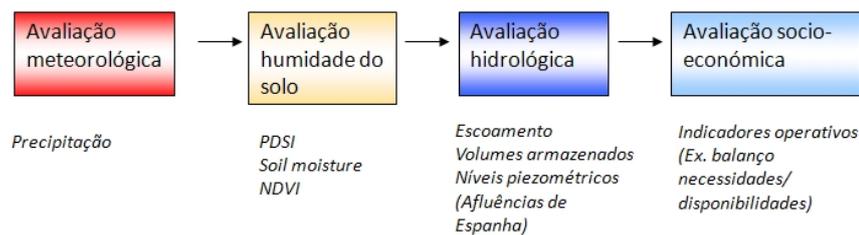


Figura 6 - Esquema sequencial de avaliação de secas de acordo com a afectação das diferentes fases do ciclo hidrológico.

Além da monitorização contínua, a associação de modelos numéricos de simulação, visando a representação das duas últimas fases de avaliação – hidrológica e socio-económica –, permitirá efectuar a simulação de condições futuras, a partir de cenários de evolução das condições meteorológicas e de utilizações. Deste modo, para além da avaliação de secas, fundada em indicadores, permitindo avaliar a situação presente, deverá ser possível abordar a problemática da escassez, realçando a importância

das utilizações na maior ou menor vulnerabilidade a situações de seca (a curto prazo) ou de sustentabilidade futura (a longo prazo).

O esquema geral de funcionamento de todo o sistema, incluindo a componente de simulação e de registo de impactos reais (para validação contínua de todo o esquema de avaliação, a considerar em fase posterior de desenvolvimento), está representado na figura seguinte (Figura 7).

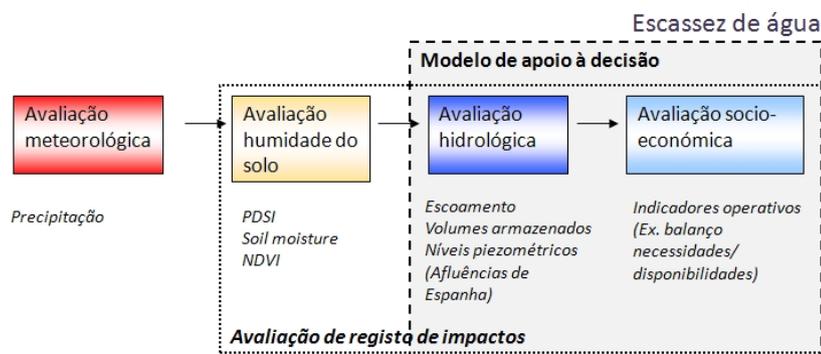


Figura 7 - Esquema possível de funcionamento do sistema global (avaliação de secas e escassez).

2.3. Caso de estudo - Guadiana

A parte portuguesa da bacia do Guadiana (Figura 8) corresponde a uma zona de natural aridez, regularmente afectada por situações de seca (responsável por largos prejuízos, em particular na agricultura) e dependente dos volumes de escoamento provenientes de Espanha devido ao seu carácter transfronteiriço, especialmente relevante em situações de seca (INAG, 2000; Maia, 2009). Além disso, de acordo com dados do Plano Nacional da Água (INAG, 2001), o consumo de água mais representativo na região (94%) destina-se à rega, valor que irá ser intensificado com o empreendimento de fins múltiplos do Alqueva (previsto estar inteiramente operacional em 2012/13)

e consequente desenvolvimento da agricultura de regadio na região. Atendendo a estas características, o Guadiana foi o caso de estudo seleccionado para o desenvolvimento conceptual e aplicação do possível sistema de monitorização e avaliação de secas e escassez. Este é um trabalho que ainda se encontra em desenvolvimento, nomeadamente no âmbito da investigação de doutoramento de um dos autores do presente artigo, e como tal, serão apenas apresentadas algumas soluções parcelares de implementação da metodologia descrita, procurando, demonstrar a validade e potencialidade da aplicação de um sistema do género na gestão de situações de seca e escassez, perspectivando a incorporação e contribuição do mesmo na adaptação às AC.

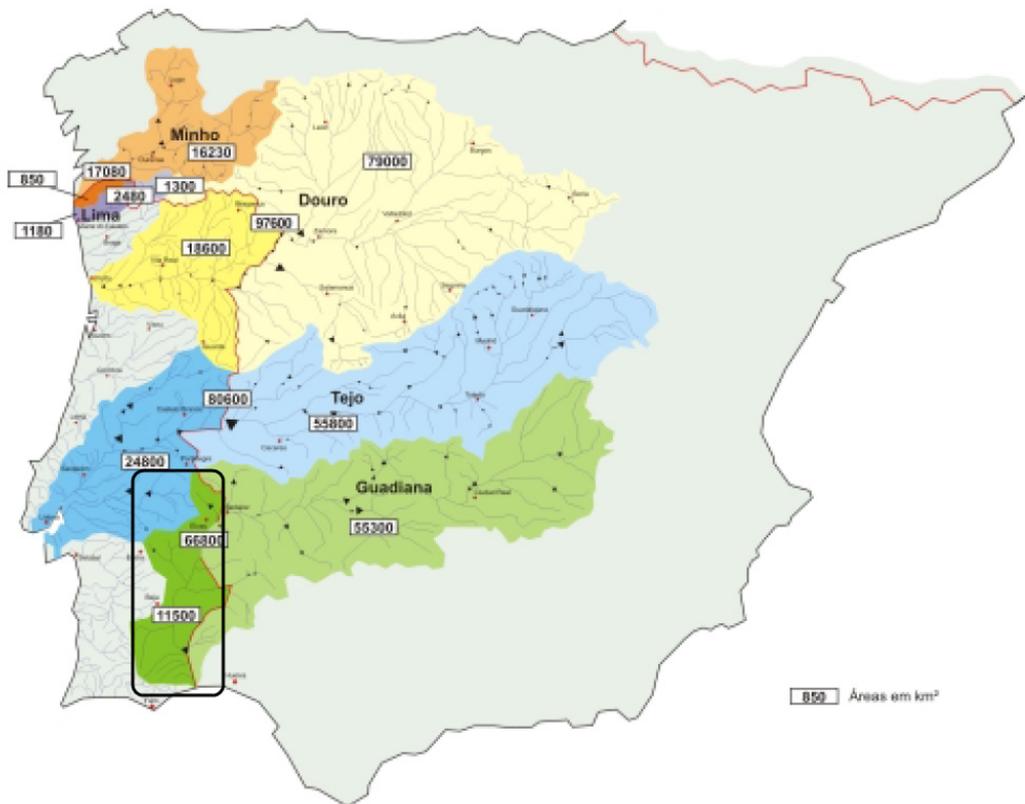


Figura 8 - Parte portuguesa da bacia do rio Guadiana (Adaptado de INAG, 2001).

De acordo com o descrito no ponto anterior, foram identificadas as variáveis representativas de cada fase do ciclo hidrológico, bem como os modelos que poderiam adequar-se à simulação de situações futuras na mencionada bacia. Os modelos numéricos

usados foram o modelo de simulação-hidrológica Temez (Temez, 1977), que permite a geração de séries de escoamento natural, a partir de dados de precipitação e temperatura mensais e ainda o modelo de balanço hídrico Aquatool (Andreu et al, 1996) que,

com recurso às séries de escoamento geradas pelo Temez e aos volumes mensais de consumo para as diferentes utilizações, permite simular as condições das principais origens de água (como o volume armazenado em albufeiras). Importa notar que, na falta de dados mais detalhados, foram consideradas os volumes de consumos previstos nos elementos de projecto dos diferentes empreendimentos hidráulicos (Vivas, E., Maia, R., 2008a).

No que toca à avaliação de secas é, então, possível partir da análise das condições de precipitação, que constituem a base do despoletar destas situações.

Na Figura 9 é demonstrado como tal poderá ser conseguido, aplicando o índice Standardized Precipitation Index (McKee et al, 1993) a valores de precipitação acumulados a 12 meses, de 38 estações meteorológicas consideradas representativas (activas e com comprimento de registo significativo – mais de 40 anos), da rede SNIRH (SNIRH, 2008). O período de avaliação considerado (12 meses) foi escolhido por permitir obter resultados mais próximos da duração global dos efeitos de uma situação de seca (Mendes, 2008; CHG, 2007).

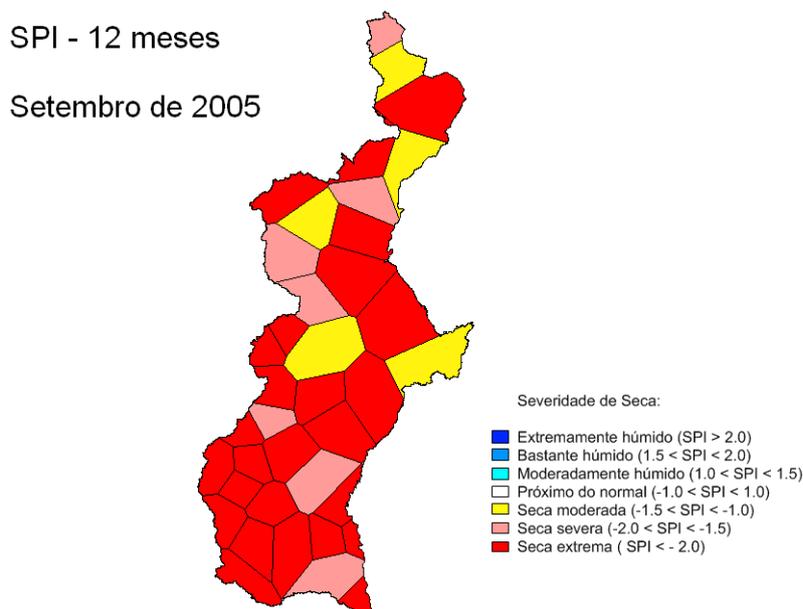


Figura 9 - Avaliação das condições de precipitação em Setembro de 2005, com recurso ao SPI (12 meses), para 38 estações meteorológicas da rede SNIRH na parte Portuguesa da bacia do Guadiana.

A partir desta avaliação, tal como descrito na Figura 6, deve ainda ser analisada a evolução das variáveis humidade do solo, escoamento, níveis piezométricos e volumes armazenados em albufeiras, representativas de distintas fases do ciclo hidrológico. Na Figura 10 é apresentada a evolução dos níveis piezométricos do aquífero Estremoz-Cano, na parte correspondente à bacia do Guadiana.

Importa realçar a dificuldade de obtenção de dados de humidade do solo, com vista à avaliação do estado das culturas agrícolas de sequeiro, bem como a

reduzida qualidade geral dos dados referentes à rede piezométrica do SNIRH para esta área (reduzida dimensão das séries de registos e ocorrência de muitas falhas), dificultando a avaliação contínua e identificação de tendências nas águas subterrâneas. Depois de avaliadas todas as variáveis disponíveis (precipitação, escoamento, níveis piezométricos, volumes armazenados em albufeiras) a avaliação da severidade global de seca deverá ser obtida por ponderação das mesmas, de acordo com a importância relativa das utilizações existentes na região e adequando

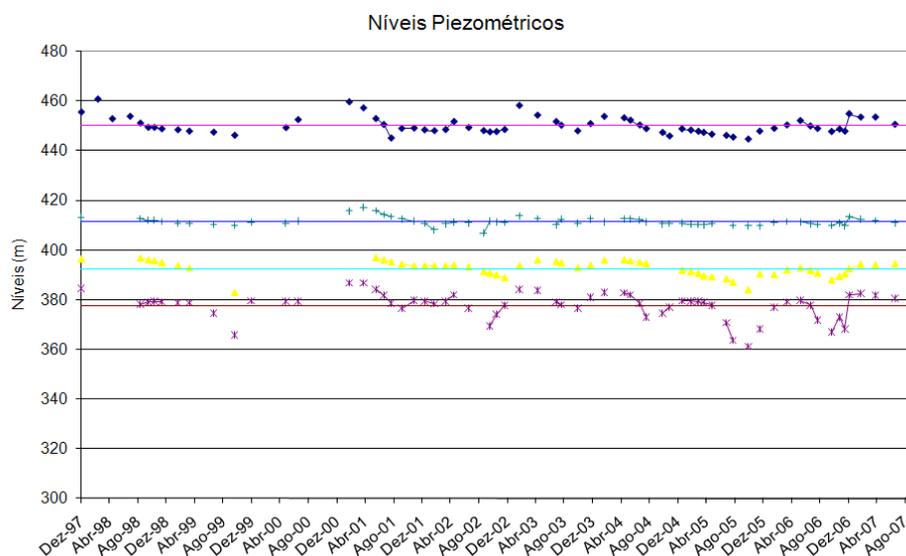


Figura 10 - Avaliação dos níveis piezométricos e respectivas médias, dos piezómetros existentes no aquífero Estremoz-Cano, para a área da bacia do Guadiana.

à correspondente relevância socio-económica na área em causa. Este procedimento, ainda em estudo e dependente das características da região em análise, irá servir de base à estipulação de um nível de alerta de seca e das medidas correspondentes a adoptar.

Por outro lado, recorrendo à utilização dos modelos referidos (Temez e Aquatool), é possível avaliar as tendências de evolução futura do estado das principais origens de água existentes. Definindo cenários de evolução das condições de precipitação e temperatura (tomando por exemplo situações de referência como a Seca 2005), bem como das necessidades mensais das principais utilizações (assumindo os consumos previstos em projecto, tal como descrito anteriormente), para as diferentes origens, será possível avaliar a vulnerabilidade das mesmas nos meses seguintes. Na Figura 11 é possível verificar como uma simulação dos níveis da albufeira do Enxoé, no ano 2004/05, admitindo a precipitação realmente ocorrida na correspondente bacia hidrográfica e os cenários de procura de acordo com os níveis médios de utilizações, se aproxima dos valores efectivamente verificados.

Além disso, fazendo uma avaliação a mais longo prazo (à escala das décadas) será possível avaliar as condições de sustentabilidade de uma dada origem, versando, desta feita, a temática da escassez. A utilização destas ferramentas, associada à definição de cenários de disponibilidades (de base meteorológica) e de utilizações (actuais e futuras) torna possível a avaliação do comportamento a longo prazo das

diferentes origens de água. Na Figura 12 é possível verificar, para a albufeira de Lucefecit, a variação dos volumes armazenados, assumindo como cenários base, as condições meteorológicas idênticas às dos últimos 45 anos e os níveis médios de utilizações associados a essa origem (dados de projecto).

Apesar de se tratar de um exemplo, é, assim, possível verificar a adequação destes modelos à simulação da evolução do estado da origem face aos níveis mínimos de exploração e de enchimento máximo. A plena aplicação de um sistema de avaliação deste tipo integrando cenários de AC na gestão de escassez e secas será, assim, natural e enquadrável, mas dependerá ainda da definição de cenários climáticos e da correspondente afectação das principais utilizações de água, ao nível de região hidrográfica, conforme já evidenciado no âmbito do Projecto SIAM (SIAM II, 2006).

3. ESCASSEZ DE ÁGUA E SECAS VS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS. CONCLUSÕES

Analisado o enquadramento mais lato das AC e a principal problemática dos fenómenos de escassez e secas, bem como os expectáveis desenvolvimentos para uma melhor gestão e prevenção dos mesmos, poder-se-á concluir, então, que existe uma dupla vertente na inter-relação das duas temáticas (Figura 13).

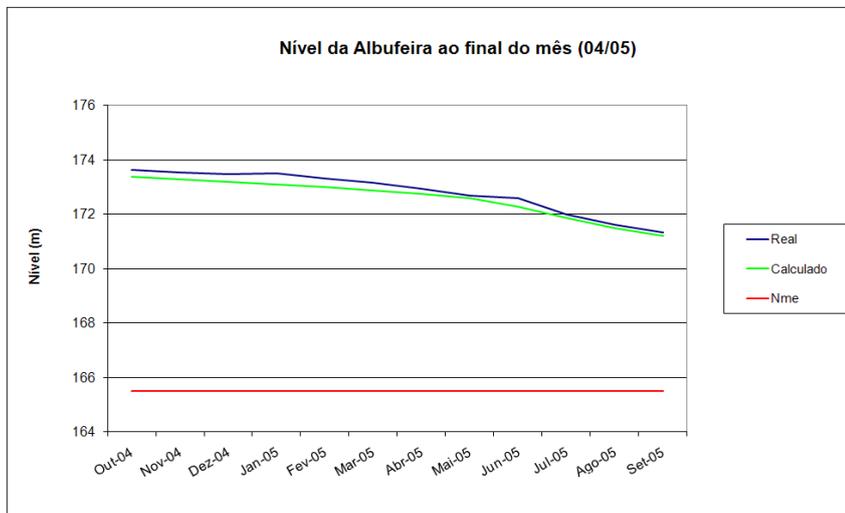


Figura 11 - Avaliação dos níveis da albufeira do Enxóe para o ano hidrológico de 2004/05, por recurso ao uso combinado do modelo de Temez (determinação das afluências em regime natural) e do Aquatool (simulação da exploração da albufeira), para um dado cenário de disponibilidades e utilizações (comparação com valores reais).

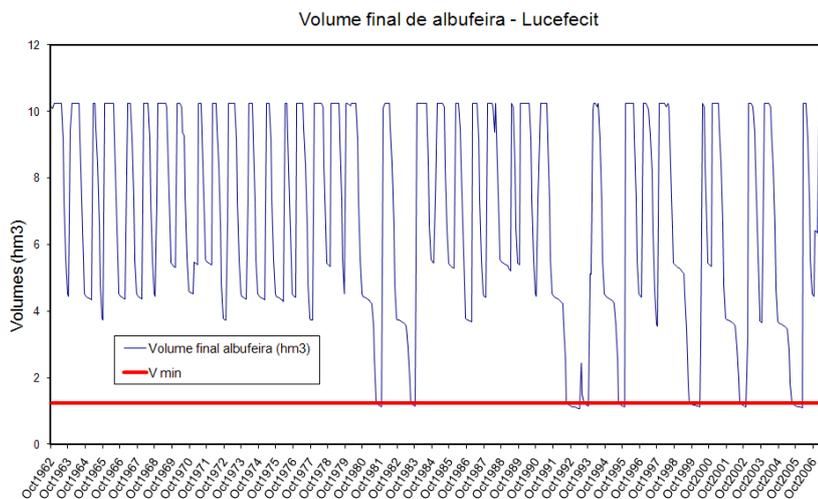


Figura 12 - Simulação do comportamento da albufeira do Lucefecit (volumes armazenados) para os últimos 45 anos de registos de precipitação e temperatura na área em questão, e níveis de utilização actuais, por recurso ao uso combinado dos modelos Temez e Aquatool.

Uma maior aposta na gestão e prevenção de situações de escassez e secas poderá facilitar o processo de adaptação às AC, pela própria prevenção introduzida no acompanhamento daqueles problemas e pela flexibilidade de análise e simulação de cenários futuros que os actuais desenvolvimentos, anteriormente descritos, possibilitam. Por outro lado, as AC deverão ainda influenciar a formulação de cenários para futuro,

seja no campo das disponibilidades, seja no campo das utilizações, onde, além de outros factores, as próprias condições futuras de disponibilidades poderão conduzir a uma alteração nas necessidades para as diferentes utilizações, impondo-se, assim, uma maior evolução nesta matéria, em especial na obtenção de projecções dos eventuais efeitos das AC para a escala de região hidrográfica.

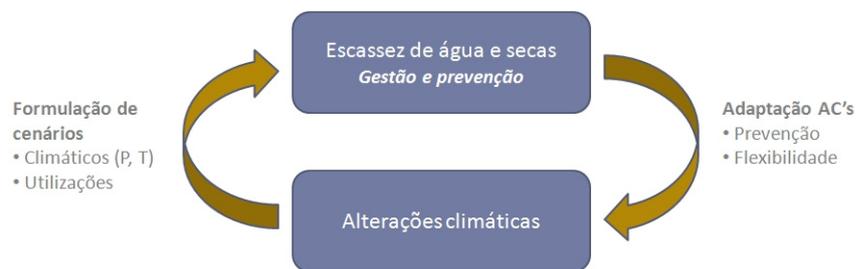


Figura 13 - Dupla inter-relação entre a temática das AC e da escassez e secas.

BIBLIOGRAFIA

ANDREU, J.; CAPILLA, J.; e FERRER, J. (1996) - Aquatool, a generalized Decision Support System for Water Resources Planning and Operational Management. *J. Hydrology* 177, pp. 269-291

ANDREU, J.; PÉREZ, M.A.; FERRER, J.; VILLALOBOS, A. e PAREDES, J. (2007) - Drought Management Decision Support System by means of Risk Analysis Models em G. Rossi et al. (eds.), *Methods and Tools for Drought Analysis and Management*, 2007 Springer, pp 195-216.

BREKKE, L.D., KIANG, J.E., OLSEN, J.R., PULWARTY, R.S., RAFF, D.A., TURNIPSEED, D.P., WEBB, R.S., and WHITE, K.D. (2009) - Climate change and water resources management—A federal perspective: U.S. Geological Survey Circular 1331, 65 p, 2009. Disponível online em: [<http://pubs.usgs.gov/circ/1331/>]

CAC (2009) - Adaptação às Alterações Climáticas em Portugal – Proposta de Estratégia Nacional (Versão aprovada pela Comissão de Alterações Climáticas para Consulta Pública), Comissão de Alterações Climáticas, 2009;

CHG (2007) - Plan Especial de Sequia de la Cuenca del Guadiana, Confederación Hidrográfica del Guadiana, Ministério del Medio Ambiente, Espanha, Badajoz, 2007.

DG Env EC (2007) - Drought Management Plan Report – Including Agricultural, Drought Indicators and Climate Change Aspects, Water Scarcity and Droughts Experts Network, Directorate General Environment, European Commission, Bruxelas, Novembro de 2007;

HEIM Jr, R. (2002) - A review of Twentieth-Century Drought Indices used in the United States, *Bulletin of the American Meteorological Society*, EUA, Agosto 2002, pp. 1149-1165

INAG (2000) - Plano de Bacia Hidrográfica do

Guadiana, Instituto da Água, Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, 2000;

INAG (2001) - Plano Nacional da Água, Instituto da Água, Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Lisboa, 2001;

IPCC (2000) - Special Report on Emissions Scenarios. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Working Group III [Nakicenovic, N., Swart, R. (eds.)]. IPCC, 2000, Genebra, ISBN 92-9169-113-5.

IPCC (2007) - Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Pachauri, R.K e Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Genebra.

IPCC (2008) - BATES, B.C., Z.W. KUNDZEWICZ, S. Wu e J.P. PALUTIKOF, Eds., 2008: Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp

LEHNER, B., P. DÖLL, J. ALCAMO, T. HENRICHES e F. KASPAR, (2006) - Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated analysis. *Climatic Change Journal*, 75-3 273-299, 2006

MAIA, R. (2009) - Use and allocation of water resources among the agricultural, urban, and environmental sectors to maximize environmental, economic and social welfare in the Moura-Serpa-Mértola region em Assimacopolous, D. (ed.), *Mitigation of Water Stress through new Approaches to Integrating Management, Technical, Economic and Institutional Instruments - Water Stress Mitigation: The AquaStress Case Studies*, Aquastress Project Consortium publication, Alfapi, Grécia, pp 36-49.

MENDES, J., (2008) - Linhas para a elaboração de um plano de minimização dos riscos de seca em zonas com escassez de recursos hídricos. O caso da margem

- esquerda do Guadiana, Tese de Mestrado Integrado em Engenharia Civil, FEUP, Porto, 2008.
- MCKEE, T.; DOESKEN, N. e KLEIST, J. (1993) - The relationship of Drought frequency and duration of time scales, Eight Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, 17 – 23 Janeiro, 1993, Anaheim CA, pp. 179-186
- MMAE (2006) - Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, Secretaria de Estado de Cambio Climático, Oficina Española de Cambio Climático; Ministerio de Medio Ambiente, Espanha, Julho 2006.
- MMAE (2008) - Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático – Primer Programa de Trabajo, Primer Informe de Seguimiento 2008, Secretaria de Estado de Cambio Climático, Oficina Española de Cambio Climático; Ministerio de Medio Ambiente, Espanha, Março 2008.
- RODRIGUES, R., SARAMAGO, M. e GOMES, R., (2003) - Sistema de Vigilância e Alerta de Recursos Hídricos – Outubro de 2003, 27 páginas, Hidro-biblioteca do SNIRH
- SIAM (2002) - F.D. SANTOS, K. FORBES, R. MOITA (eds), (2002), Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation Measures – SIAM Project, Gradiva, Lisboa, Portugal 2002;
- SIAM II (2006) - F. D. SANTOS, and P. MIRANDA (eds), (2006) - Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation Measures – SIAM Project II, Gradiva, Lisboa, Portugal 2006;
- SNIRH (2008) - Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos, Homepage do SNIRH, <http://snirh.pt/>[online], Disponível URL [Outubro 2008]
- STEINMANN, A.; HAYES, M e CAVALCANTI, L. (2005) - Drought Indicators and Triggers, em Wilhite, D. (ed) Drought and Water Crises: Science, Technology and Management Issues, CRC press - Taylor & Francis group, ISBN: 0-847-2771-1, 2005, pp.71-92.
- TSAKIRIS, G., LOUKAS, A., PANGALOU, D., VANGELIS, H., TIGKAS, D., ROSSI, G., CANCELLIERE, A. (2007) - Chapter 7 Drought Characterization, em Iglesias, A., Cancelliere, A., Gabiña, D., López-Francos, A., Moneo, M., Rossi, G., (eds) Drought Management Guidelines, European Commission – EuropeAid Co-operation Office, Euro-Mediterranean Regional Programme for Local Water Management (MEDA Water) e Mediterranean Drought Preparedness and Mitigation Planning (MEDROPLAN), 2007
- TEMEZ, J.R. (1977) - Modelo Matemático de transformación Precipitación-Aportación, ASINEL
- UE (2007) - Green Paper from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Adapting to climate change in Europe – options for EU action {SEC(2007) 849}, Bruxelas, Junho, 2007.
- UE (2007a) - Water Scarcity & Droughts – In-depth assessment, Second Interim Report, Directorate General Environment, European Commission, Bruxelas, Junho de 2007;
- UE (2007b) - Communication from the commission to the European Parliament and the Council - Addressing the challenge of Water Scarcity and Droughts in the European Union, Commission of the European Communities, Bruxelas, Junho, 2007;
- UE (2009) - Livro Branco – Adaptação às Alterações Climáticas: para um quadro de acção europeu {SEC(2009) 386}, Comissão das Comunidades Europeias, Bruxelas, Abril, 2009;
- UE (2009a) - Commission Staff Working Document accompanying the White Paper – Adapting to Climate Change: Towards a European framework for action: Climate Change and Water, Coasts and Marine Issues {SEC(2009) 387/388}, Commission of the European Communities, Bruxelas, Abril, 2009;
- VIVAS, E., MAIA, R. (2008) - Avaliação de Situações de Seca e Escassez de Água em Portugal Continental. Utilização de Indicadores, publicação referente ao 9º Congresso da Água com o tema “Água: desafios de hoje, exigências de amanhã” [2008], APRH, ISBN 978-97299991-5-4.
- VIVAS, E., MAIA, R. (2008a) - Vantagens na aplicação de modelos de apoio à decisão na gestão e prevenção de situações de seca, publicação no âmbito das IIIas Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Porto, Portugal, 2008, FEUP, ISBN 989-978-9557-2-3.

PRODUÇÃO DE ENERGIA EM PEQUENOS APROVEITAMENTOS HIDROELÉCTRICOS EM PORTUGAL. POTENCIALIDADES E CONSTRANGIMENTOS AO SEU DESENVOLVIMENTO

THE ENERGY PRODUCTION IN SMALL HYDROPOWER SCHEMES IN MAINLAND PORTUGAL. POTENTIAL AND DEVELOPMENT CONSTRAINTS

António Eira Leitão

Eng.º Civil // membro n.º 9 da APRH // Presidente do Conselho de Gerência da Hidroerg.

Maria Manuela Portela

Professora Auxiliar do IST // membro n.º 1192 da APRH // Colaboradora da Hidroerg.

Francisco Nunes Godinho

Doutor em Ciências Florestais // membro n.º 1522 da APRH // Colaborador da Hidroerg.

RESUMO: O presente artigo apresenta uma avaliação das potencialidades e constrangimentos da produção de electricidade em pequenos aproveitamentos hidroeléctricos em Portugal. O tema é primeiro enquadrado face aos aspectos legais e administrativos – quer relativamente à utilização de recursos hídricos quer relativamente à produção de energia a partir de fontes renováveis – e às potencialidades hidroeléctricas ainda por explorar, globalmente no território continental português e, em particular, nas três regiões hidrográficas do Norte do País. Relativamente aos constrangimentos existentes, são salientados os de natureza ambiental (impactos ambientais significativos e forma de os mitigar), os de natureza económica (em resultado da simultânea evolução, em sentido contrário, de custos e de receitas na produção hidroeléctrica em regime especial) e os de natureza hidrológica (variabilidade hidrológica versus alterações climáticas e seu reflexo nas disponibilidades hídricas e na produção hidroeléctrica). São ainda abordadas as diferenças de fundamentos e de funções observadas entre o planeamento de recursos hídricos e o planeamento hidráulico e a sua complementaridade.

Palavras-chave: pequenos aproveitamentos hidroeléctricos, potencialidades hidroeléctricas, impactos ambientais, condicionantes económicas e hidrológicas, planeamento de recursos hídricos, planeamento hidráulico.

ABSTRACT: In the present paper, hydroelectric potentialities and constraints are evaluated with respect to small hydropower plants in Portugal. Initially, this issue is framed in relation to the legal and administrative aspects – connected not only with water resources use but also with electricity generation from renewable sources –, and to the hydroelectric potentialities still to be exploited in the Portuguese Mainland, particularly in the country's three northern hydrographic regions. The existing constraints highlighted here are related with the environment (significant environmental impacts and means to mitigate them), as well as with economic (resulting from the simultaneous evolution, in opposite directions, of the costs and the revenues from hydroelectricity generation in special regime) and hydrological aspects (hydrological variability versus climate change, and its reflection on the water availability and on the hydroelectricity generation). The differences observed in the fundamentals and in the functions of the water resources planning and of the hydraulic planning, and their complementarities, are also discussed.

Keywords: small hydropower plants, hydroelectric potentialities, environmental impacts, economic and hydrological constraints, water resources planning, hydraulic planning.

1. INTRODUÇÃO

Portugal Continental possui ainda potencialidades hidroenergéticas consideráveis por explorar, tanto em aproveitamentos hidroeléctricos de grande dimensão (gAHE), como em aproveitamentos de pequena e média dimensão (pAHE). Não obstante, o ritmo de construção de novos empreendimentos em Portugal tem decrescido, sobretudo no último quinquénio. Face a esta constatação, no presente artigo pretende-se abordar e interligar, numa perspectiva global mas recorrendo a casos de estudo, aspectos que se entendem relevantes no âmbito da produção hidroeléctrica com base em aproveitamentos de pequena e média dimensão.

Em jeito de intróito, o artigo começa por dar o enquadramento legal da produção de hidroelectricidade, salientando a legislação pertinente relacionada, não só com a utilização de recursos hídricos, mas também com produção de energia a partir de fontes renováveis, após o que apresenta uma síntese sobre as potencialidades hidroeléctricas ainda por explorar no território continental português, em particular nas bacias hidrográficas da região Norte.

No fundamental, o artigo visa analisar alguns constrangimentos ambientais, económicos e hidrológicos que se revelam mais significativos para a implantação de novos pAHE, reflectindo sobre a forma de os minorar ou ultrapassar, a bem da melhor utilização para fins energéticos dos recursos endógenos de que o País dispõe. Os dois últimos tipos de constrangimentos foram detalhados com base em casos de estudo.

Por fim, o artigo aborda os fundamentos e o carácter complementar das funções que cabem ao planeamento de recursos hídricos e ao planeamento hidráulico, ambos essenciais para ordenar e otimizar o aproveitamento do potencial hidroeléctrico nacional.

2. LEGISLAÇÃO SOBRE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGIAS RENOVÁVEIS

Nos últimos quatro anos, em boa parte na sequência de estratégias e directivas adoptadas na União Europeia, verificou-se uma evolução significativa do quadro legal que disciplina a gestão, protecção e aproveitamento dos recursos hídricos portugueses.

Foi assim aprovada, por larga maioria, na Assembleia da República a Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro) que, além de assegurar o essencial

da transposição da Directiva-Quadro da Água (DQA), define as bases para a gestão e a utilização sustentável dos recursos hídricos portugueses e dos ecossistemas deles dependentes.

Aquele diploma legal, bem como a Lei sobre Titularidade dos Recursos Hídricos (Lei n.º 54/2005, de 15 de Novembro) que unifica o regime de titularidade dos recursos dominiais públicos e dos recursos patrimoniais, inserem-se no sistema jurídico que regulou em Portugal, desde o início do século XX, o uso e a propriedade das águas superficiais, dos respectivos leitos e margens e das águas subterrâneas, estendendo-o agora às águas estuarinas e costeiras (Leitão e Henriques 2002).

A publicação dos referidos diplomas foi seguida pela de legislação complementar, da qual se destacam os Decretos-leis que dispõem sobre:

- a utilização dos recursos hídricos (D. Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio);
- a transposição dos anexos técnicos da DQA (D. Lei n.º 77/2006, de 30 de Março);
- os empreendimentos de fins múltiplos (D. Lei n.º 311/2007, de 17 de Setembro);
- a delimitação das regiões hidrográficas (D. Lei n.º 347/2007, de 19 de Outubro), que passam a constituir a unidade territorial básica de gestão dos recursos hídricos;
- as associações de utilizadores do domínio público hídrico (D. Lei n.º 348/2007, de 19 de Outubro);
- a delimitação do domínio público hídrico (D. Lei n.º 353/2007, de 26 de Outubro);
- o regime económico-financeiro da utilização dos recursos hídricos (D. Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho);
- o regime jurídico de responsabilidade por danos ambientais (D. Lei n.º 147/2008, de 29 de Julho);
- a protecção das águas subterrâneas (D. Lei n.º 208/2008, de 28 de Outubro).

Desse vasto conjunto legislativo resulta que, ao abrigo dos princípios da precaução e da prevenção, todas as actividades que tenham um impacte significativo no estado das águas públicas e particulares só podem ser desenvolvidas mediante a atribuição de título de utilização.

Em caso de conflito entre diversas utilizações da água são seguidos os critérios de preferência definidos nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica, dando prioridade ao abastecimento público e, em igualdade

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Julho de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Janeiro de 2010. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 31, Nº 1, 39-55, Março de 2010.
© APRH, ISSN 0870-1741

de condições, ao uso que assegure a utilização economicamente mais equilibrada, racional e sustentável.

As utilizações privativas do Domínio Público Hídrico estão sujeitas a prévia licença ou concessão. Mais precisamente, estão sujeitas a licença: (i) a captação de águas, a rejeição de águas residuais e a imersão de resíduos; (ii) a ocupação temporária para a construção ou alteração de infra-estruturas hidráulicas, instalações e equipamentos de apoio; (iii) a implantação das próprias infra-estruturas e equipamentos; e (iv) a realização de aterros ou escavações e a extracção de inertes. Estão sujeitos a concessão, entre outras: (i) a captação de água para abastecimento público, para rega de área superior a 50 ha e para produção de energia; (ii) a utilização de terrenos do domínio hídrico, destinados à edificação de empreendimentos turísticos e similares; e (iii) a implantação de infra-estruturas hidráulicas para as mesmas finalidades.

Por seu lado, a utilização de recursos hídricos particulares está sujeita a autorização ou licença, consoante as actividades a exercer, requerendo tal licença: (i) a rejeição de águas residuais e a imersão de resíduos; (ii) a recarga e a injeção artificial em águas subterrâneas; e (iii) os aterros, escavações e extracção de inertes.

Poderá ser dispensada a autorização para utilização de recursos hídricos particulares, pelo regulamento do Plano Gestão de Bacia Hidrográfica ou pelo regulamento anexo a um plano especial de ordenamento do território que sejam aplicáveis. Além disso, a captação de águas particulares com meios de extracção cuja potência não exceda 5 cv (3.68 kW) exige a simples comunicação prévia à autoridade competente para o licenciamento, excepto se essa extracção tiver um impacte significativo no estado das águas.

Neste âmbito, releva também o regime económico-financeiro, que promove a utilização sustentável dos recursos hídricos e visa contribuir para o uso eficiente da água pelos diversos sectores que a incorporam na sua actividade, através da recuperação dos investimentos públicos, da internalização dos impactes ambientais negativos e da recuperação dos custos dos serviços de águas, incluindo os custos de escassez.

O regime baseia-se na aplicação de uma taxa de recursos hídricos (TRH), devida pela utilização privativa de bens do domínio público hídrico, de tarifas de serviços de águas e na celebração de contratos-programa. A base tributável da taxa de recursos hídricos é constituída por cinco componentes e é expressa pela fórmula seguinte:

$$TRH = A + E + I + O + U$$

em que os correspondentes domínios de aplicação das diferentes componentes são:

- A utilização de águas do domínio público hídrico do Estado
- E descarga, directa ou indirecta, de afluentes sobre os recursos hídricos, susceptível de causar impacte significativo
- I extracção de inertes do domínio público hídrico do Estado
- O ocupação de terrenos ou planos de água do domínio público hídrico do Estado
- U utilização de águas sujeitas a planeamento e gestão públicos, qualquer que seja a sua natureza ou regime legal, susceptível de causar impacte significativo.

O correspondente Decreto-Lei (D. Lei n.º 97/2008) prevê a consideração de vários factores, quer de majoração, quer de redução, da taxa de recursos hídricos, bem como de isenções tipificadas, estas últimas abrangendo, nomeadamente, a utilização de águas, sejam públicas ou particulares, por meio de equipamentos de extracção cuja potência total não ultrapasse os já mencionados 5 cv.

As receitas resultantes da cobrança da taxa de recursos hídricos destinam-se em 50% ao Fundo de Protecção dos Recursos Hídricos, em 40% à Administração de Região Hidrográfica competente e em 10% ao Instituto da Água e devem ser aplicadas no financiamento das actividades que visem melhorar a eficiência do uso da água e a qualidade dos recursos hídricos e dos ecossistemas associados e, supletivamente, visem cobrir os demais custos incorridos na respectiva gestão, utilização e protecção.

Nesta breve resenha da legislação respeitante à gestão dos recursos hídricos, algumas notas finais sobre a sua utilização para produção hidroeléctrica:

- A captação de águas públicas para essa finalidade é realizada com observância do disposto nos planos de recursos hídricos e, como decorre do antecedente, está sujeita a concessão. A concessão é atribuída através de procedimento concursal podendo ainda ser atribuída por Decreto-Lei às entidades públicas a quem caiba a exploração de empreendimentos de fins múltiplos.
- A utilização do domínio público hídrico sujeita a concurso pode resultar da iniciativa pública, ou de pedido apresentado por particular interessado. O prazo de concessão, que não pode exceder 75 anos, é fixado atendendo à natureza e à dimensão dos investimentos associados, bem como à sua relevância

económica e ambiental.

- O Governo pode promover a implementação de infra-estruturas hidráulicas públicas destinadas à produção de energia hidroeléctrica superior a 100 MW, sendo nesses casos a concessão atribuída mediante procedimento concursal.

Ataxa de recursos hídricos para produção hidroeléctrica assume o valor de $2,4 \times 10^{-5} \text{€}/\text{m}^3$, o que significa que para um empreendimento que aproveite uma queda de cerca de 100 m a taxa é aproximadamente igual a $10 \times 10^{-5} \text{€}$ por kWh produzido.

Para uma visão global do sistema, importa dar uma ideia, também sintética, da evolução legislativa que nos últimos vinte anos se verificou no desenvolvimento do então criado sub-sector da energia eléctrica de fontes endógenas e renováveis.

Assim, a produção independente de energia eléctrica a partir de recursos naturais renováveis – actividade que pode ser exercida por qualquer pessoa singular ou colectiva, de direito público ou privado, independentemente da forma jurídica que assuma – foi regulada por sucessivos diplomas legais, nomeadamente pelos seguintes:

- Decreto-Lei n.º 189/88, de 27 de Maio;
- Decreto-Lei n.º 168/99, de 18 de Maio;
- Decreto-Lei n.º 339-C/2001, de 29 de Dezembro;
- Decreto-Lei n.º 33-A/2005, de 16 de Fevereiro
- Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio

Complementarmente, o Decreto-Lei n.º 312/2001, de 10 de Dezembro, define o Regime de Gestão da capacidade de recepção pela rede pública da energia proveniente dos centros electroprodutores independentes, por forma a permitir a sua ligação à rede eléctrica.

O tarifário de venda de energia eléctrica de fontes renováveis, nas sucessivas formulações que conheceu entre Maio/1988 e Maio/2007, baseia-se num somatório de três parcelas - fixa, variável e ambiental -, as quais contemplam, respectivamente: (i) os custos de primeiro investimento evitados com a entrada alternativa em serviço de uma nova central electroprodutora; (ii) os custos de aquisição e transporte de combustível e de operação e manutenção evitados com a entrada em exploração da nova central; e (iii) os prejuízos de natureza ambiental (emissão de GEE) evitados pelo uso de recursos naturais endógenos na nova central; e se traduzem na fórmula seguinte:

$$VRD_m = \{ KMHO_m \times [PF(VRD)_m + PV(VRD)_m] + PA(VRD)_m \times Z \} \times \frac{IPC_{m-1}}{IPC_{ref}} \times \frac{1}{(1-LEV)}$$

[1]

em que, para o mês m, são:

VRD _m	remuneração aplicável;
KMHO _m	coeficiente que modula as parcelas fixa, variável e ambiental em função do período horário em que a energia tenha sido fornecida;
PF(VRD) _m	parcela fixa da remuneração (potência);
PV(VRD) _m	parcela variável da remuneração (energia);
PA(VRD) _m	parcela ambiental da remuneração;
Z	coeficiente adicional que traduz as características do recurso e da tecnologia utilizada;
IPC _{m-1}	índice de preço no consumidor, sem habitação, no Continente, no mês m-1;
IPC _{ref}	índice de preços no consumidor, sem habitação, no Continente, no mês anterior ao do início do fornecimento de energia à rede;
LEV	perdas nas redes de transporte e distribuição evitadas pela central.

Na versão actual, a tarifa de venda de energia continua a ser diferenciada consoante as características do recurso renovável e da tecnologia utilizadas, sendo aplicável a centrais hidroeléctricas até 30 MW de potência instalada, em relação aos primeiros 52,0 GWh de produção ou 20 anos de exploração, prorrogáveis por mais cinco anos, em determinadas condições.

3. POTENCIALIDADES HIDROELÉCTRICAS POR EXPLORAR

As potencialidades de produção de energia hidroeléctrica estão directamente relacionadas com a orografia do território, que gera as quedas aproveitáveis, e com os recursos hídricos superficiais disponíveis, que por sua vez determinam volumes turbináveis e a sua distribuição ao longo do ano, que é manifestamente irregular no território continental português (em média, 87% a 96% dos escoamentos ocorrem no denominado semestre húmido).

O mapa de isolinhas de escoamento superficial anual médio a que se refere a Figura 1, reflecte bem a acentuada variabilidade espacial do escoamento, podendo observar-se que, enquanto nas terras altas do Noroeste o escoamento chega a ultrapassar em média 2200 mm, nas zonas planas a Sul do rio Tejo são assinalados valores inferiores a 50 mm anuais. Por outro lado, a concentração do escoamento num semestre – Dezembro a Maio ou, menos frequentemente, Novembro a Abril – é ainda mais

acentuada do que para a precipitação. Como atrás salientado, o quociente entre o escoamento nesse semestre e o escoamento anual acusa com frequência valores entre 0,87 e 0,96 (Quintela 1967).

Ou seja, ainda que a precipitação anual média referida à totalidade do território continental se aproxime de 960 mm por ano, valor superior aos 834 mm de precipitação anual média em todo o globo terrestre, a precipitação em Portugal é muito mal distribuída no espaço e no tempo, condicionando significativamente a utilização dos recursos hídricos.

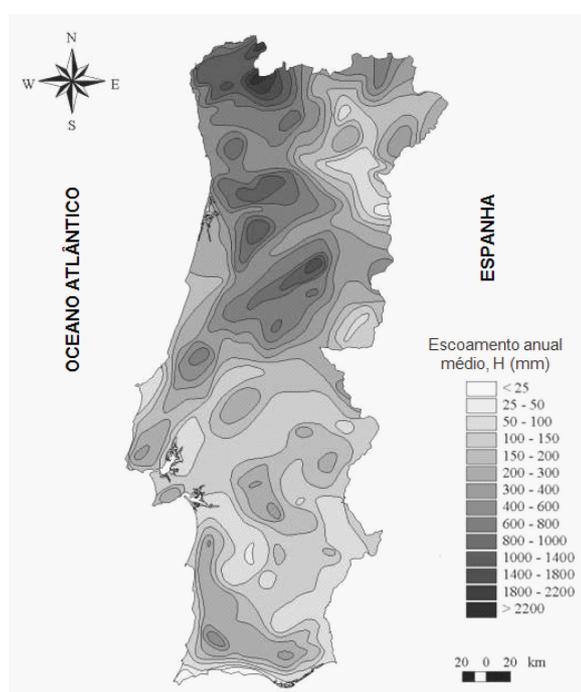


Figura 1 – Portugal Continental. Mapas de isolinhas do escoamento anual médio (adaptada de Portela e Quintela 2002).

Não obstante, são expressivas as potencialidades hidroenergéticas em Portugal Continental, tanto em aproveitamentos de grande dimensão (gAHE), como em aproveitamentos de pequena e média dimensão, (pAHE), gama esta que actualmente corresponde a uma potência instalada por centro electroprodutor não superior a 30 MW.

A avaliação dessas potencialidades, tanto no que respeita à capacidade já instalada como à capacidade por instalar, consta do Quadro 1, onde igualmente se mencionam valores homólogos no conjunto das

energias de fontes renováveis, por forma a evidenciar a posição relevante que a hidroelectricidade detém actualmente, e deterá no futuro, na produção nacional de electricidade.

As disponibilidades hídricas ainda não exploradas situam-se sobretudo nas bacias hidrográficas localizadas a Norte do rio Tejo, com particular realce para as regiões hidrográficas dos rios Minho e Lima, dos rios Cávado, Ave e Leça e do rio Douro, com a expressão quantitativa que se discrimina no Quadro 2:

Quadro 1 - Potencialidades hidroeléctricas no território continental português (MW).

	Exploradas (i)	Por explorar	Totais
pAHE	379	741	1120 (ii)
gAHE	4578	2852	7430 (iii)
Total de renováveis (iv)	7998	6947	14945

(i) Segundo estatísticas da DGEG, REN e INEGI, relativas a Dezembro/2008.

(ii) Conforme "Cenários de Evolução Previsional da Produção em Regime Especial 2005-2025", da REN.

(iii) Segundo a Direcção de Planeamento e Desenvolvimento da EDP Produção (2005).

(iv) Incluindo a energia eólica, solar, da biomassa, do biogás, dos resíduos sólidos urbanos, da geotermia e das ondas marítimas

Quadro 2 - Potencialidades hidroeléctricas por explorar, por bacia hidrográfica (MW).

	Minho	Lima	Cávado	Ave	Douro
pAHE (i)	30	98	22	29	420
gAHE (ii)	--	88	--	--	2010

(i) Conforme "Cenários de Evolução Previsional da Produção em Regime Especial 2005-2025", da REN.

(ii) Segundo estudos do Programa Nacional Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico (2007).

4. IMPACTOS AMBIENTAIS SIGNIFICATIVOS E SUA MINORAÇÃO

Os aproveitamentos hidroeléctricos, independentemente da respectiva dimensão, têm múltiplos impactes positivos, que envolvem componentes ambientais, económico-energéticas e sociais. Tais aspectos positivos são ignorados com muita frequência, mesmo em países como Portugal, onde a produção de electricidade de origem hídrica tem uma importância relevante e os volumes armazenados em albufeiras servem para um vasto leque de outras utilizações com grande expressão social (origem de água para abastecimento urbano e industrial, amortecimento de cheias, minoração de secas, recreio e turismo, combate a fogos florestais, etc.).

Em termos ambientais, releva a ausência de emissões gasosas de CO₂ e de outros gases com efeito de estufa (GEE), sendo de referir que um MW de produção termoeléctrica corresponde, para as actuais características médias do sistema electroprodutor português, à emissão anual de 1800 t de CO₂ (para cerca de 2600 h equivalentes a plena carga), recuperáveis pelo crescimento da biomassa de 320 ha de floresta. Assumem também relevo a diminuição do risco inerente ao transporte marítimo e terrestre dos combustíveis fósseis utilizados em alternativa, da ordem de 300 t de fuel ou carvão por cada GWh produzido, e a inexistência de resíduos e efeitos poluentes.

Em relação aos impactes económico-energéticos salientam-se a redução da dependência energética exterior, por utilização de recursos naturais endógenos (Portugal importa actualmente 84% dos combustíveis de que necessita), a eliminação ou, pelo menos, a redução, dos custos devidos a emissões excedentárias de GEE, a grande fiabilidade, estabilidade e flexibilidade de exploração, esta última devida à rapidez de resposta das centrais hidroeléctricas às solicitações da rede. De acentuar ainda que os aproveitamentos hidroeléctricos permitem constituir uma reserva operacional de energia, ampliável por bombagem, e que empregam tecnologias bem conhecidas, desde fins do séc. XIX, seguras e testadas.

No âmbito social, os impactos dos aproveitamentos hidroeléctricos envolvem a sua natureza enquanto actores de desenvolvimento harmónico e disseminado das regiões, de ordenamento do território e, por vezes, da paisagem, bem como o facto de constituírem reservas estratégicas de água, como já se referiu, utilizáveis para múltiplos fins.

A natureza e a escala dos impactos negativos associados aos aproveitamentos hidroeléctricos são fortemente condicionadas pela dimensão de cada

projecto, sendo que alguns dos impactes que podem resultar da implantação de grandes aproveitamentos (tais como a ocupação de extensas áreas, com as inerentes implicações na deslocação de pessoas e na afectação de habitats e ecossistemas, McCartney *et al.*, 2001) naturalmente não se verificam nos aproveitamentos de menor dimensão.

Com base no conhecimento existente sobre os efeitos ambientais negativos dos pequenos aproveitamentos - ainda incompleto em determinados domínios -, procuraram-se identificar e sistematizar no Quadro 3 os principais impactos associados a projectos deste tipo e dimensão, suas causas e possíveis formas de os mitigar (Cortes *et al.*, 1998, Santos *et al.*, 2006).

De entre os impactes referenciados, salientam-se os ligados com as alterações de habitats promovidas pela implantação do açude ou barragem, quer a montante, quer a jusante dessa infra-estrutura de retenção (Petts 1984). A montante da nova infra-estrutura transversal à linha de água assiste-se à transformação do ecossistema lótico existente num sistema de características mistas, lêntico-lótico, podendo esta alteração ser mitigada não só através da utilização de pequenas albufeiras, mas também com a promoção do funcionamento dos empreendimentos em regime de fio-de-água, diminuindo o tempo de retenção da água na albufeira e garantindo a manutenção de padrões longitudinais de escoamento com algumas semelhanças com o regime de escoamento pré-existente, sobretudo nos períodos críticos para a vida das espécies aquáticas e ribeirinhas.

A jusante da mesma infra-estrutura regista-se uma alteração do regime de escoamento pré-existente entre o açude e a restituição, com a derivação de caudais para a central eléctrica. Este efeito negativo do funcionamento dos aproveitamentos hidroeléctricos pode, não obstante, ser mitigado através do estabelecimento e implementação de regimes ecológicos de caudais que sejam eficazes na manutenção das valências ecológicas dos trechos lóticos em questão. Refira-se, todavia, que subsistem lacunas técnico-científicas quanto às metodologias a utilizar no estabelecimento desses regimes ecológicos em rios Ibéricos - de caudal muito variável -, nomeadamente quanto à sua eficácia ambiental, sendo claramente uma área de conhecimento que requer aprofundamento.

A ponderação dos impactes ambientais terá sempre de ser feita caso a caso, tendo em conta os elementos ambientais mais relevantes, as soluções técnicas adoptadas e a ponderação dos seus efeitos, embora sabendo que o impacto global na redução dos efeitos com a emissão de GEE é sempre expressivo e positivo. De qualquer modo, as soluções alternativas disponíveis, através da utilização, ou não, de outros

Quadro 3 – Principais impactos associados com a implantação de pAHE, suas causas e formas de mitigação.

Impactos	Causa	Formas de mitigação
Redução da extensão de troço fluvial/lótico	Criação de uma albufeira	Albufeiras de pequena dimensão; exploração a fio-de-água ou com baixo índice de regularização
Efeito de barreira	Implantação de açude/ barragem	Sistemas de transposição para fauna, (pequenos degraus nos açudes ou passagens por bacias sucessivas) e de passagem dos caudais sólidos (ranhuras)
Modificação do regime de caudais líquidos	Derivação de água para produção de energia	Manutenção dos caudais reservados e de regimes adequados de caudais ecológicos
Alteração paisagística	Inserção de estruturas estranhas à paisagem	Integração das estruturas; instalação em vala do circuito hidráulico e revestimentos em pedra/rugosos
Destruição de <i>habitats</i>	Implantação das Infra-estruturas	Redução das áreas de intervenção; reposição dos <i>habitats</i> pré-existent; reconstituição das galerias ribeirinhas
Alteração ambiental nas áreas de estaleiro e nas frentes de trabalho	Realização das obras e montagens	Implantação, utilização, desactivação e recuperação cuidadas
Alteração ambiental nas áreas de acesso e circulação	Ações de implantação do AHE	Utilização de caminhos existentes; escavações e aterros criteriosos
Existência de materiais sobrantes	Operações de escavação e aterro	Recolha de resíduos; escolha, selagem e integração ambiental de escombrelas
Presença humana	Construção, operação e manutenção do AHE	Concertação das acções com os períodos de maior sensibilidade para a fauna
Aumento dos níveis de ruído	Funcionamento do grupo turbina-gerador	Isolamento conveniente do edifício da central e da restituição; plantação de cortinas vegetais

recursos naturais renováveis, terão também impactos ambientais que importa comparar com os do empreendimento em análise, por forma a encontrar a solução que, com maior eficiência e menores inconvenientes, permita satisfazer as necessidades energéticas existentes.

5. CONSTRANGIMENTOS ECONÓMICOS À PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉCTRICA EM REGIME ESPECIAL

Tendo por base os três casos de estudo a que se refere o Quadro 4, reflecte-se, no presente item e no próximo, sobre dois aspectos específicos – um, de índole económica e, outro, de índole hidrológica – que estão a condicionar o desenvolvimento da produção independente de electricidade a partir de aproveitamentos hidroeléctricos de pequena a

média dimensão (pAHE) em regime de produção independente. Julga-se que também tem contribuído para tal situação o facto de os sucessivos diplomas legais aplicáveis terem introduzido um acréscimo significativo de complexidade no procedimento conducente ao licenciamento daquele tipo de empreendimentos.

O aspecto de índole económica objecto no presente item refere-se ao valor da energia gerada num pAHE em regime de produção independente no período em que o tarifário de venda de energia é garantido, o qual, desde início de 2005, tem vindo a ser sujeito a uma continuada depreciação em termos de valores reais. Com efeito, na Figura 2 representa-se a evolução do valor unitário mensal – Figura 2a) – e anual ponderado – Figura 2b) – de venda do kWh produzido em cada um dos mencionados casos de estudo desde a data de início da respectiva exploração até Março do corrente ano.

Quadro 4 – Pequenos aproveitamentos hidroelétricos em regime de produção independente. Casos de estudo.

Casos de estudo	Bacia hidrográfica principal	Data do 1º paralelo com a rede eléctrica nacional	Tipo de exploração	Potência instalada, P	Período de validação dos modelos
Caso 1	Rio Douro	Fevereiro/1993	Fio-de-água com eclusagem no circuito hidráulico	Inferior a 5 MW	Fevereiro/1993 a Setembro/2006
Caso 2	Rio Tâmega	Dezembro/1996	Fio-de-água com eclusagem no circuito hidráulico	Superior a 5 MW	Janeiro/1997 a Setembro/2004
Caso 3	Rio Tâmega	Dezembro/1998	Fio-de-água com regularização diária parcial na albufeira	Inferior a 5 MW	--

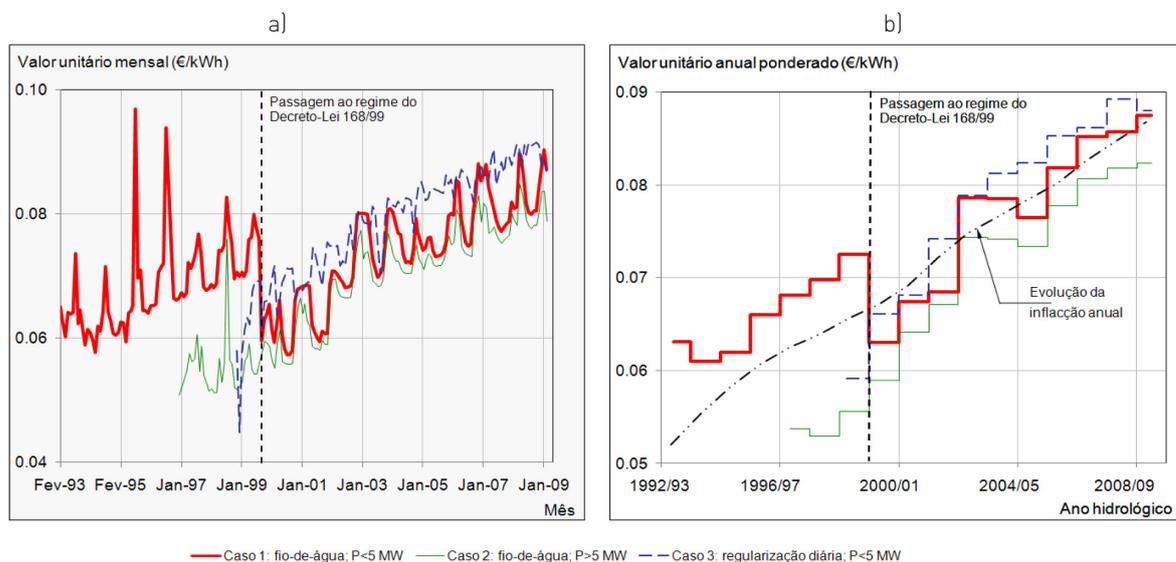


Figura 2 – Casos de estudo. Valores unitários mensais e anuais ponderados de venda do kWh.

Para o caso 1, a anterior figura evidencia a ocorrência, nos finais da década de 1990, de uma variação acentuada no preço de venda do kWh produzido a qual foi devida à passagem da valorização da energia do regime estipulado no D. Lei n.º 189/88 para o regime previsto no D. Lei n.º 168/99¹, com finalização da aplicação da então denominada garantia de receita, que vigorava desde Outubro de 1994 e se destinou

a compensar a menor valorização, relativamente à inflação, do preço de venda da energia produzida (Portela e Leitão 2000). Para os casos de estudo 2 e 3, o efeito do D. Lei n.º 168/99 na valorização da energia produzida não é evidente dada a proximidade entre as datas da entrada em vigor desse diploma legal e de início da exploração das respectivas centrais.

1 - Enquanto o D. Lei de 1988 era fundamentalmente baseado na aplicação de tarifas à energia produzida nos diferentes períodos tarifários a que acrescia uma taxa de potência, o D. Lei de 1999 teve já uma concepção próxima da dos decretos-leis que se lhe seguiram, baseada na consideração das três parcelas – a fixa, a variável e a ambiental – mencionadas no âmbito do item 2

O diagrama da Figura 2b) inclui a representação esquemática da evolução da inflação anual entre 1993 e 2008, último ano em que se encontra já publicada pelo INE a correspondente taxa anual.

A anterior figura permite concluir que, após a entrada em vigor do D. Lei n.º 168/99, a evolução do preço de venda do kWh produzido nos três casos de estudos acompanhou sensivelmente a evolução da inflação, embora de acordo com as especificidades de cada caso.

Com efeito, o facto de o caso 2 estar equipado com uma potência superior a 5 MW resulta numa menor valorização da energia produzida (por força de aplicação do factor LEV que se reduz para potências superiores àquele limite), enquanto a capacidade de regularização

disponível na albufeira do caso 3, embora muito reduzida, permite alguma concentração da produção diária no período fora das horas de vazio, de que resulta uma maior valorização do kWh produzido (por via do factor KMHO, referente à modulação tarifária).

A título de exemplo, com base nos casos de estudo 1 e 3 e para o período entre Dezembro de 2004 e Dezembro de 2008, comparam-se, na Figura 3, os valores unitários mensais de venda do kWh efectivamente praticados (coincidentes com os apresentados na Figura 2a) e os valores unitários que teriam sido aplicados se os aproveitamentos tivessem iniciado a exploração posteriormente, já ao abrigo do D. Lei n.º 33-A/2005, de 16 de Fevereiro, ou, em alternativa, do D. Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio.

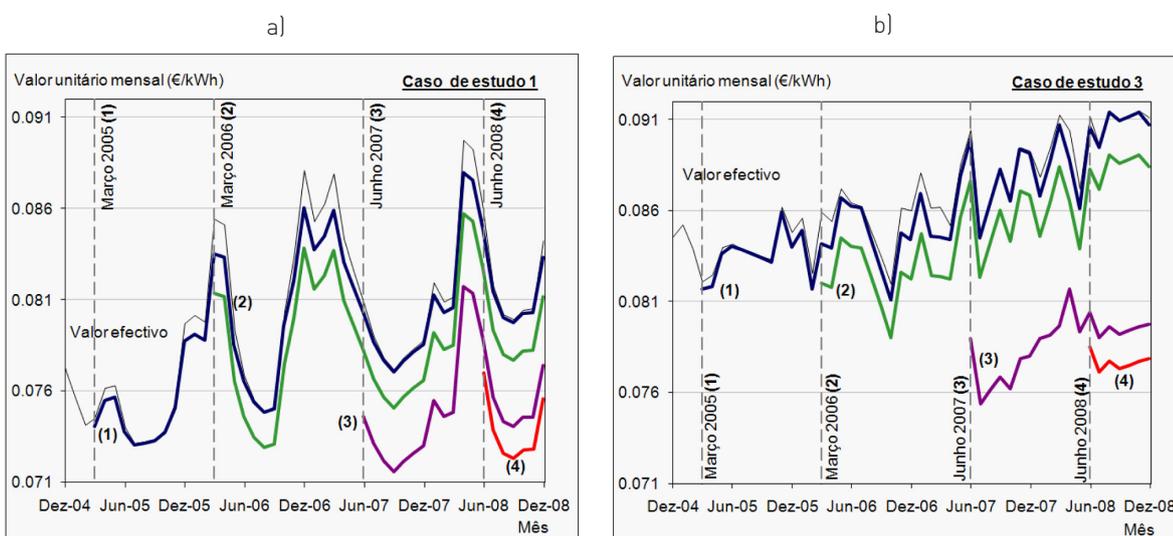


Figura 3 – Casos de estudo 1 e 3. Valores unitários de venda do kWh efectivamente praticados e decorrentes dos seguintes cenários: licenciamento ao abrigo do Decreto-Lei n.º 33-A/2005, com início de exploração em Março de 2005 (1) ou em Março de 2006 (2) e licenciamento ao abrigo do Decreto-Lei n.º 225/2007, com início de exploração em Junho de 2007 (3) ou em Junho de 2008 (4).

O cenário de licenciamento daqueles dois casos de estudo foi combinado com duas hipotéticas datas de início de exploração: uma no mês imediatamente a seguir ao da publicação de cada um dos diplomas e outra, um ano depois. Resultaram, assim, datas de Março de 2005 e de 2006, para o D. Lei n.º 33-A/2005 – curvas identificadas na Figura 3 por (1) e (2), respectivamente – e de Junho de 2007 e de 2008, para o D. Lei n.º 225/2007 – curvas identificadas na figura por (3) e (4), respectivamente.

A anterior figura evidencia muito claramente o

efeito de depreciação do valor de venda do kWh em consequência do disposto nos sucessivos diplomas legais. Tal depreciação resulta, no essencial, do facto de a legislação anterior ao ano de 2005 indexar, para efeitos de actualização, o preço de venda do kWh ao “índice de preços no consumidor, no Continente, sem habitação” referente a Dezembro de 1998, data que a partir do D. Lei de n.º 33-A/2005 deixou de ser fixa, tendo sido substituída pelo mês anterior ao de início do fornecimento de electricidade à rede pela central hidroeléctrica. A depreciação resultante é tanto mais

acentuada, quanto mais tarde se inicia a exploração, relativamente à data de entrada em vigor do diploma legal aplicável. Este facto é claramente evidenciado pela comparação entre valores unitários de venda do kWh no pressuposto de início de exploração em Março de 2005 ou de 2006, para licenciamento ao abrigo do D. Lei n.º 33-A/2005 – curvas (1) e (2) –, ou de início de exploração em Junho de 2007 ou de 2008, no caso de ser já aplicável o D. Lei n.º 225/2007 – curvas (3) e (4). Acresce que este último Decreto-Lei introduz uma menor valia adicional, concretamente, uma menor valorização da energia produzida em aproveitamentos dispendiosos, como no caso de estudo 3, de capacidade de regularização – no diagrama da Figura 3b), acentuada redução do valor unitário do kWh na passagem da curva (2) para a curva (3). Com efeito, nos termos daquela legislação, o factor KMHO que traduz a modulação tarifária em função do período horário de fornecimento de electricidade deixou de incidir sobre a parcela ambiental, aliás como exprime a equação [1]. A circunstância de se dispor de alguma capacidade de regularização torna-se, assim, menos interessante, não obstante o benefício que daí poderia advir, numa óptica mais abrangente, em termos de garantia de fornecimento de electricidade.

A circunstância de a menor valorização da receita esperada num pAHE não ter sido acompanhada, bem pelo contrário, por uma redução nos custos necessários à execução do projecto implica uma menor valia económica do investimento, nalguns casos mesmo a sua inviabilidade. Este facto começa a comprometer a realização de novos pequenos aproveitamentos hidroeléctricos, assim como de outros centros electroprodutores de energias renováveis endógenas, com consequências no ritmo de concretização das metas de expansão estabelecidas para o sector por sucessivos governos nacionais e a nível da União Europeia.

6. CONSTRANGIMENTOS HIDROLÓGICOS À IMPLANTAÇÃO DE PEQUENOS APROVEITAMENTOS HIDROELÉCTRICOS

Como antes enunciado, o segundo aspecto objecto de análise no âmbito deste artigo envolve considerações de índole hidrológica, sendo consubstanciado no presente item.

Neste contexto, importa mencionar que foram anteriormente desenvolvidos estudos para Portugal Continental com o objectivo de averiguar o designado risco hidrológico-económico, entendendo-se, por tal, o efeito da variabilidade temporal do regime fluvial na

sequência de receitas esperadas em pAHEs e, logo, na viabilidade económica dos empreendimentos (Portela 1990, Portela e Almeida 1991 e 1995, André 2007, Portela e André 2008).

Com efeito e por regra, o dimensionamento de um pequeno aproveitamento hidroeléctrico com exploração a fio-de-água ou dispendioso de uma pequena capacidade de regularização é efectuado no pressuposto de ocorrência de condições constantes e iguais às condições anuais médias, designadamente no que respeita a volumes anuais turbinados e, conseqüentemente, a energias produzidas. Contudo, mesmo que as séries hidrológicas possam ser consideradas homogéneas – o que se torna improvável num contexto de alterações climáticas –, a variabilidade temporal que caracteriza tais séries conduzirá a produções variáveis, sendo distintas as repercussões, em termos de viabilidade económica, da ocorrência de um período de anos secos no início da exploração ou decorridos alguns anos desse início.

Neste contexto e em linhas gerais, estudos efectuados revelaram que as séries históricas exibem sempre períodos de anos consecutivos acentuadamente secos que, a repetirem-se no futuro, conduziriam a produções energéticas que podem ser tanto mais reduzidas quanto menor a altura do escoamento anual médio na bacia hidrográfica do aproveitamento.

Não obstante, verifica-se que a caracterização de um pAHE no pressuposto de uma produção anual constante e igual à produção anual média constitui um critério de projecto adequado e, de certa forma, ligeiramente do lado da segurança, em termos do risco associado ao investimento. Com efeito, tendo por base mais de vinte hipotéticos pequenos aproveitamentos hidroeléctricos e admitindo períodos de exploração da ordem de 35 anos (André 2007, Portela e André 2008) verificou-se, que, a manter-se a variabilidade hidrológica exibida pelas amostras disponíveis de escoamentos, se esperam mais frequentemente receitas acumuladas actualizadas superiores à receita acumulada actualizada calculada na base de uma produção anual constante (probabilidade de não-excedência associada a última receita ligeiramente inferior a 50%).

A apreciação sumária a que se procedeu no âmbito do presente artigo foi distinta da precedente, tendo-se focado na detecção de tendências nas produções de energia que, de algum modo, apontassem no sentido da diminuição das energias produzidas, por diminuição dos volumes afluentes e que, desse modo, pudessem ser entendidas como indícios de mudança climática. Para o efeito adoptaram-se, a título de exemplo, os casos de estudo 1 e 2 do Quadro 4.

Atendendo a que os períodos de exploração desses casos de estudo são pequenos (inferiores a 17 anos) houve que prolongar a informação inerente aos

mesmos, para o que se obteve, primeiramente e em cada caso de estudo, uma série longa de caudais médios diários afluentes mediante aplicação dos procedimentos de transposição de informação hidrométrica desenvolvidos por Portela e Quintela 2006, amplamente testados para Portugal Continental. Com base nessa série e por recurso a um algoritmo computacional de simulação da exploração da respectiva central, estimou-se a correspondente série de energias produzidas, sobre a qual recaiu, finalmente, a análise de tendências.

Para o caso de estudo 1, a transposição de informação processou-se a partir da amostra de caudais médios diários na estação hidrométrica de Cabriz, no período de 40 anos entre 1966/67 e 2005/06, e para o caso

de estudo 2, da estação hidrométrica de Boticas, no período de 34 anos entre 1970/71 e 2003/04. A transposição foi também utilizada para preencher as falhas de registo exibidas pela primeira das anteriores estações hidrométricas, bem como para prolongar o respectivo período com registos de escoamento, para o que foi utilizada a estação hidrométrica de Fragas da Torre (08H/02H). As anteriores estações hidrométricas estão identificadas no Quadro 5 conjuntamente com algumas das suas características, incluindo a indicação dos períodos em que dispõem de registos de caudais médios diários de modo contínuo. Tais registos foram obtidos através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, SNIRH, da responsabilidade do Instituto da Água, INAG.

Quadro 5 – Estações hidrométricas utilizadas no estudo. Características gerais⁽¹⁾.

Nome (código)	Cabriz (07I/04H)	Fragas da Torre (08H/02H)	Boticas (03L/01H)
Curso de água	Ribeira de Sampaio	Rio Paiva	Rio Terva
Bacia hidrográfica principal	Rio Douro	Rio Douro	Rio Douro
Área da bacia hidrográfica (km ²)	17	660	101
Distância à meridiana, M (m)	201942,91	196025,22	240351,1
Distância à perpendicular, P (m)	455954,84	441273,35	523311,88
Período sem falhas de registos	1966/67 a 2003/04	1946/47 a 2005/06	1970/71 a 2003/04
Período com falhas de registo preenchidas	1997/98, 1998/99, 2004/05, 2005/06	--	--
Caso de estudo/estação hidrométrica a que foi aplicada	Caso de estudo 1	Cabriz (07I/04H)	Caso de estudo 2

⁽¹⁾ As áreas das bacias hidrográficas foram retiradas dos antigos anuários dos Serviços Hidráulicos.

O algoritmo de simulação da exploração de cada caso de estudo utilizou a equação da continuidade aplicada diariamente, tendo por base a estimativa da série de caudais médios diários afluentes à respectiva tomada de água, bem como as características do caso de estudo relevantes em termos da produção de energia, designadamente, os caudais máximo derivável e ecológico, a possibilidade de dispor de capacidade de eclusagem e os valores médios da queda útil e do rendimento da central hidroeléctrica.

Para validar a transposição de informação hidrométrica e o algoritmo de simulação da exploração diária de cada central compararam-se, para o maior sub-período do período de exploração em que foi possível estimar caudais médios diários afluentes (período

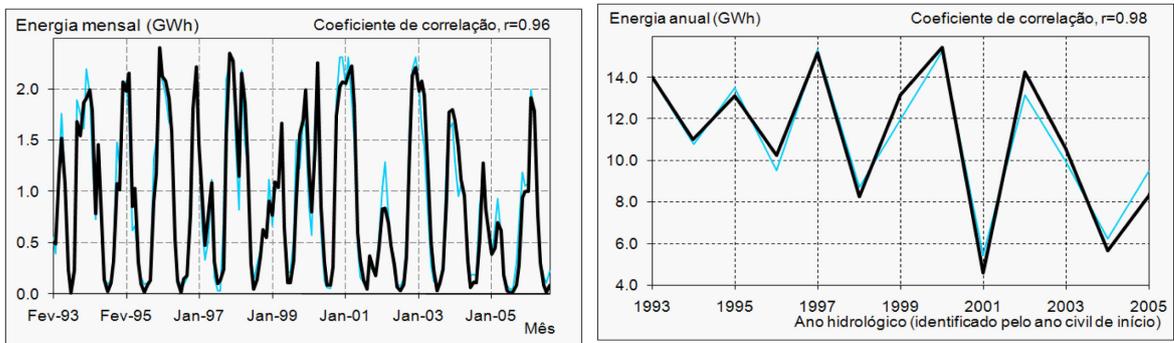
de validação), as energias mensais efectivamente produzidas e as obtidas a partir dos modelos matemáticos aplicados àqueles caudais. Os períodos de validação foram explicitados no Quadro 4.

Os resultados obtidos as níveis mensal e anual são apresentados na Figura 4 que também contém a indicação dos períodos de validação, bem como a dos coeficientes de correlação entre energias efectivamente produzidas e estimadas para cada um daqueles níveis temporais. Como antes mencionado, o algoritmo de simulação da exploração de cada central foi aplicado a nível diário. Por acumulação das energias diárias obtiveram-se as energias mensais a partir das quais se estimaram, por sua vez, as energias anuais. A Figura 4 permite concluir que o conjunto dos

modelos de transposição de informação hidrométrica/simulação da exploração diária da central conduz a energias estimadas que, tanto mensalmente, como anualmente, exibem elevadas correlações com as respectivas energias efectivamente produzidas (coeficientes de correlação entre 0.91 e 0.98). Considerou-se, assim, adequado proceder à aplicação daqueles modelos aos períodos com registos hidrométricos de modo a obter amostras longas de energias produzidas e, como tal, adequadas a serem utilizadas na detecção de quebras de homogeneidade que possam indicar estar-se em presença de tendências.

Tal detecção utilizou basicamente a técnica de médias móveis em grupos de n anos hidrológicos. De acordo com esta técnica, são constituídos grupos de n anos hidrológicos consecutivos, com início sucessivo em cada um dos anos em que se dispõe do valor (real ou estimado) da energia produzida. Se os anos hidrológicos estiverem ordenados sequencialmente e se M designar o número de anos em que são conhecidas as produções anuais, o primeiro grupo decorre entre o ano 1 e o ano $1+(n-1)=n$ e o último grupo, entre os anos $M-n+1$ e M , sendo o número total de grupos que podem ser constituídos de $M-n+1$. Para cada grupo de n anos é calculada a média da produção anual de energia.

a) Caso de estudo 1: período entre Fevereiro/1993 e Setembro/2006.



b) Caso de estudo 2: período entre Janeiro/1997 e Setembro/2004.

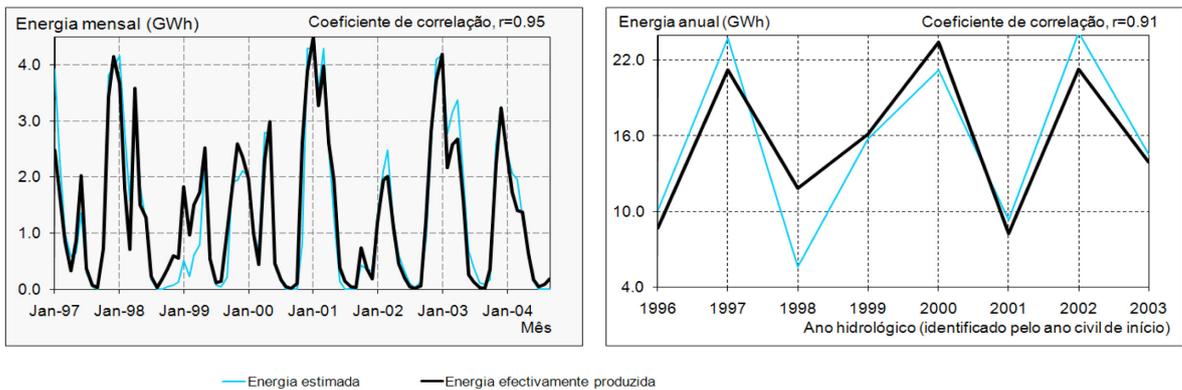


Figura 4 – Casos de estudo 1 e 2. Períodos de validação dos modelos. Comparação entre energias efectivamente produzidas e estimadas pelos modelos de transposição de informação hidrométrica/simulação da exploração diária da central.

A dimensão n deve ser, por um lado, suficientemente grande para que possa representar condições médias e, por outro lado, suficientemente pequena para permitir constituir um número tão elevado quanto possível de grupos de anos consecutivos. Dado que

as amostras de energias anuais de que se dispõe têm reduzidas dimensões (cerca de 40 anos), entendeu-se apurar médias móveis para n igual a 10 anos. Como os grupos assim formados são constituídos, no essencial, por produções efectivas combinadas com produções

estimadas, obtiveram-se, complementarmente e com carácter fundamentalmente elucidativo, as médias móveis para n igual a 5 anos, de modo a dispor de um número razoável de grupos envolvendo apenas produções efectivas de energia.

Não ocorrendo quebras de homogeneidade, a representação cronológica das médias móveis deve traduzir uma variação desordenada em torno da produção anual média. Em presença de tendências persistentes, como as atribuídas às alterações climáticas, é de esperar uma diminuição progressiva ou um aumento progressivo das sucessivas médias móveis.

Os períodos de anos hidrológicos consecutivos

sobre os quais recaiu a análise de médias móveis foram de 42 anos (1966/67 a 2007/08) e de 38 anos (1970/71 a 2007/08), para os casos de estudo 1 e 2, respectivamente. As energias anuais nos anteriores períodos foram calculadas por acumulação das energias mensais, quer efectivamente produzidas nos períodos de exploração, quer estimadas pelos modelos matemáticos aplicados fora desses períodos.

Os resultados obtidos são apresentados na Figura 5. A par com a representação das energias anuais, foram aí destacadas as energias anuais médias nos períodos analisados, bem como os inícios de exploração dos casos de estudos.

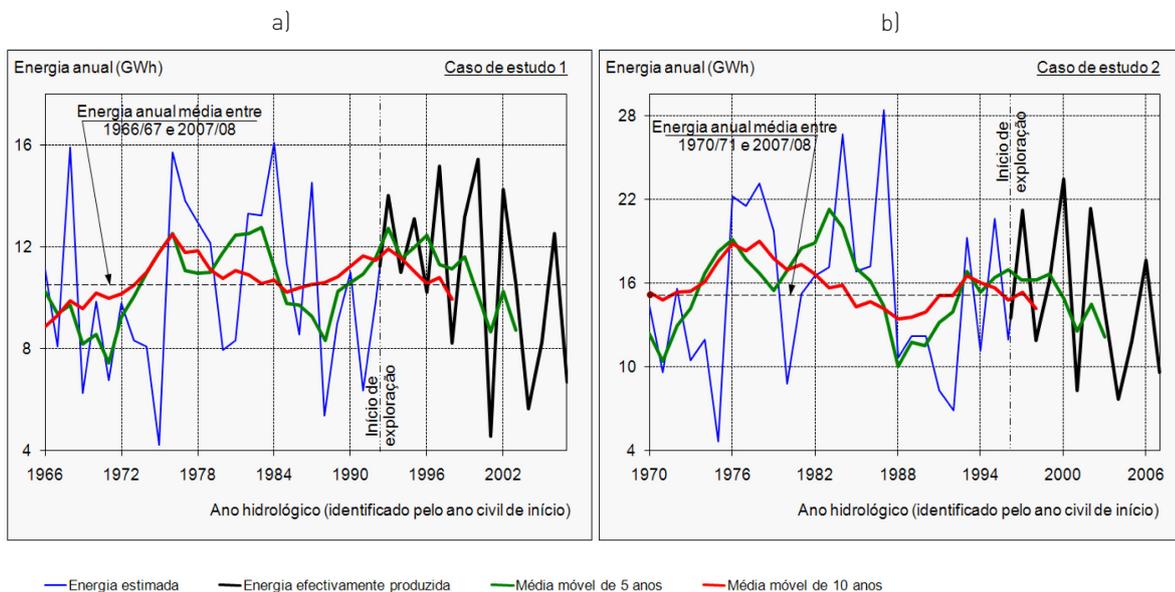


Figura 5 – Casos de estudo 1 e 2. Energias anuais e correspondentes médias móveis em períodos de 5 e de 10 anos consecutivos.

A anterior figura possibilita as seguintes conclusões:

- a) Tanto em grupos de 5 anos, como de 10 anos, ocorreram no passado médias móveis inferiores às médias móveis relativas aos grupos constituídos pelos anos mais recentes. Os anos mais recentes não prefiguram, portanto, situações excepcionais, em termos de produções muito altas ou muito baixas;
- b) As médias móveis flutuam sempre em torno das correspondentes energias anuais médias, não havendo indícios evidentes de quebras de

homogeneidade que sugiram tendências.

- c) As produções efectivamente registadas nos períodos de exploração aparentam exibir, em relação às produções anuais estimadas, uma maior variabilidade temporal.

Relativamente às anteriores alíneas a) e b), para testar de modo mais objectivo a ocorrência ou não de quebras de homogeneidade aplicaram-se os testes paramétrico de Student, (Murteira 1980) e não paramétrico de Mann-Whitney (Siegel 1975, Henriques 1990), tendo por base os procedimentos desenvolvidos por Portela e Quintela (1998 e 2001). De acordo com

estes procedimentos e em linhas gerais, cada amostra objecto da análise de tendências é subdividida em sucessivos conjuntos de duas sub amostras, uma anterior e outra posterior, com comparação das médias destas sub amostras por aplicação dos testes mencionados. Entre cada dois conjuntos sucessivos a dimensão da sub amostra anterior é incrementada de uma unidade e a da sub amostra posterior, diminuída de uma unidade.

Na aplicação à detecção de tendências nas energias produzidas nos casos de estudo 1 e 2, de modo a para conferir algum significado à análise estatística, adoptou-se a dimensão mínima de 10 anos para as sub amostras anteriores e posteriores. O nível de significância foi fixado em 5% (testes bilaterais). Os resultados que assim se obtiveram mostraram não

ocorrerem quebras de homogeneidade estatisticamente significativas nas amostras das produções anuais. Por outras palavras e contrariamente ao que seria de esperar, perante alterações climáticas, as amostras de produções anuais não exibem tendências que apontem consistentemente no sentido de essas produções estarem a diminuir.

Para apreciar a variabilidade temporal das produções anuais a que se refere a alínea c) das conclusões suscitadas pela Figura 5, representam-se na Figura 6 os coeficientes de variação das produções anuais nos sucessivos grupos de 10 anos adoptados na análise de médias móveis. Tal como anteriormente, não se consideraram as médias móveis em grupos de 5 anos dado o seu discutível significado estatístico.

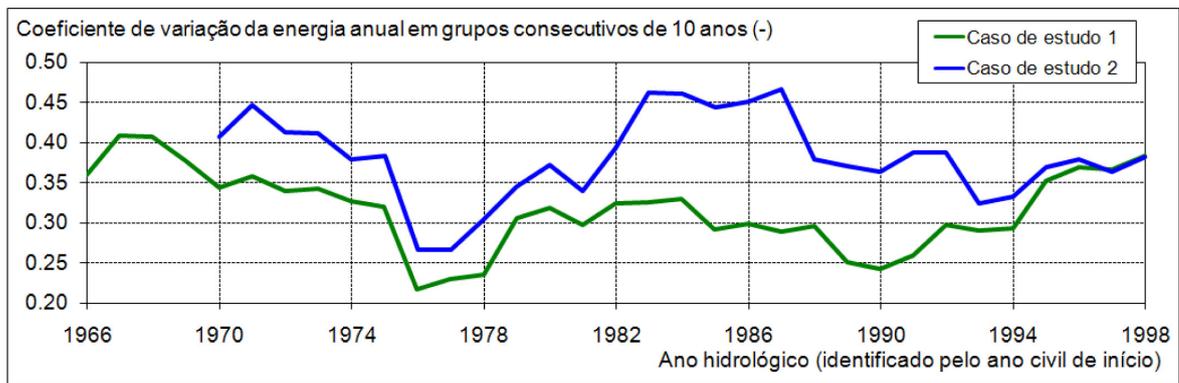


Figura 6 – Análise de médias móveis em grupos de 10 anos. Coeficientes de variação.

O coeficiente de variação de uma amostra é dado pelo quociente entre o desvio-padrão e a média da amostra. Em presença de uma amostra de uma variável temporal, tal coeficiente fornece, portanto, uma medida em relação à média da respectiva variabilidade temporal. Nesse entendimento, a anterior figura evidencia não ocorrerem alterações nos padrões dos coeficientes de variação nela representados, e, consequentemente, na variabilidade temporal relativa das amostras. Assim e em termos genéricos, julga-se válido concluir que, por ora e tanto quanto a análise efectuada permite sustentar, não foram detectadas alterações nas condições de produção de energia dos casos de estudo 1 e 2 que pudessem indiciar quebras de homogeneidade e consequentes tendências nas séries hidrológicas de que resultam tais produções.

7. PLANEAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS VS PLANEAMENTO DE APROVEITAMENTOS HIDROELÉCTRICOS

A nova Lei da Água dedica particular atenção ao ordenamento e planeamento dos recursos hídricos, no sentido de compatibilizar a utilização desses recursos com a sua disponibilidade, protecção e valorização, bem como com a defesa de pessoas e bens contra fenómenos extremos associados à água (Leitão, 2005, 2007). O diploma visa ainda regular as utilizações dos recursos hídricos das zonas que com eles confinam, por forma a proteger a quantidade e a qualidade das águas, os ecossistemas aquáticos e os recursos sedimentológicos.

Mais especificamente, o planeamento dos recursos

hídricos tem por objectivos: (i) garantir a sua utilização sustentável, assegurando a satisfação das necessidades das gerações actuais sem comprometer as das gerações futuras; (ii) proporcionar critérios de afectação aos vários tipos de usos, tendo em conta o seu valor económico, e assegurar a harmonização da gestão das águas com o desenvolvimento regional e as políticas sectoriais; (iii) fixar as normas de qualidade ambiental e os critérios relativos ao estado das águas. A sua concretização processa-se através dos seguintes instrumentos: (i) Plano Nacional da Água, (ii) Planos de Gestão de Região Hidrográfica e respectivos programas de medidas; e (iii) Planos Específicos de Gestão das Águas, complementares dos anteriores. O planeamento dos recursos hídricos é norteado por vários princípios gerais, nomeadamente pelos seguintes:

- da integração horizontal/transversal com outros instrumentos de planeamento de nível territorial ou económico;
- da ponderação global dos aspectos ambientais, económicos, técnicos e institucionais com relevância para a gestão da água;
- da adaptação funcional, da durabilidade/continuidade do recurso e da sua qualidade;
- da participação dos utilizadores dos recursos hídricos, da informação e da cooperação internacional.

Como um dos usos mais significativos das águas fluviais, e não obstante o seu carácter não consumptivo, nem poluidor, a produção de energia hidroeléctrica deve estar sujeita às orientações dos planos de recursos hídricos, inserindo-se nos objectivos e programas de medidas que neles sejam definidos com vista à utilização mais eficaz e sustentável das águas superficiais e subterrâneas das diferentes regiões hidrográficas.

Mas o planeamento de aproveitamentos hidráulicos ou, mais precisamente, de aproveitamentos hidroeléctricos carece de uma análise complementar mais aprofundada que, embora inserida na visão global dos meios hídricos, defina e optimize as melhores soluções para esse tipo de utilização, vistas numa óptica de fins múltiplos ou de fins únicos. Tal análise será necessariamente assente na avaliação técnica, de custos e receitas e de impactes ambientais de cada projecto, ou de um conjunto de projectos situados na mesma linha de água, de modo a confirmar a respectiva viabilidade (Leitão 1986).

Para melhor percepção das diferenças essenciais entre as duas figuras de planeamento das águas, o Quadro 6 seguinte sintetiza os fundamentos e funções que caracterizam cada uma daquelas metodologias de planeamento:

A percepção da natureza complementar, mas diferenciada (até na escala em que o estudo se desenvolve), do planeamento dos recursos hídricos e do planeamento hidráulico é fundamental para que haja um efectivo aproveitamento do potencial hidroenergético e ele se processe, não só de acordo com as orientações estratégicas da política de gestão e protecção dos recursos hídricos, mas também segundo regras de ordem técnica (hidrológicas, energéticas, geológicas, construtivas e electromecânicas) que permitam seleccionar os melhores projectos para a utilização desses recursos.

Assim, o planeamento hidráulico permitirá gerar ou acolher, de forma ordenada e integrada, iniciativas individuais que, para além de respeitarem e racionalizarem o uso das disponibilidades hídricas, defenderem os interesses locais e regionais e assegurarem a preservação ambiental das áreas em que os empreendimentos se localizem, sejam económica e financeiramente viáveis e, portanto, constituam projectos exequíveis.

8. BREVES CONCLUSÕES

Após uma breve resenha da legislação aplicável à produção hidroeléctrica nacional gerada em aproveitamentos de pequena e média dimensão, avaliaram-se potencialidades e sistematizaram-se constrangimentos de natureza ambiental, económica e hidrológica à implantação de novos centros electroprodutores.

Em relação a constrangimentos, realçou-se que a ponderação dos impactes ambientais terá de ser feita projecto a projecto, tendo em conta os elementos mais relevantes, as soluções técnicas adoptadas e a ponderação dos seus efeitos. Em termos económicos, demonstrou-se existir uma depreciação das receitas sem contrapartida na diminuição dos custos de execução dos projectos, resultando numa sucessiva menor valia económica dos investimentos. Do ponto de vista hidrológico, tendo por base casos de estudo, não se detectaram, por ora, alterações nas condições de produção de algum modo imputáveis ao efeito das alterações climáticas.

Por fim, evidenciou-se a natureza diferenciada, mas complementar do planeamento dos recursos hídricos e do planeamento hidráulico, ambos essenciais ao efectivo aproveitamento do potencial hidroenergético português.

Quadro 6 – Fundamentos e funções do planeamento de recursos hídricos e do planeamento hidráulico.

Planeamento de recursos hídricos	Planeamento hidráulico
Fundamentos	
<ul style="list-style-type: none"> Gestão, protecção e valorização ambiental, económica e social dos recursos hídricos 	<ul style="list-style-type: none"> Definição de soluções técnicas para o melhor aproveitamento dos recursos hídricos e avaliação dos seus impactos
<ul style="list-style-type: none"> Caracterização das potencialidades e das necessidades de utilização das águas, ao nível da bacia hidrográfica 	<ul style="list-style-type: none"> Importação e pormenorização dos dados contidos nos planos de recursos hídricos, com adequada mudança de escala
<ul style="list-style-type: none"> Integração e hierarquização dos problemas e das soluções, ao nível da região hidrográfica 	<ul style="list-style-type: none"> Adaptação às restrições impostas pelos planos de recursos hídricos e pelos seus programas de medidas
<ul style="list-style-type: none"> Análises globais de custo-eficácia e de compatibilização com os objectivos sectoriais 	<ul style="list-style-type: none"> Avaliação económico-financeira e ambiental de cada projecto seleccionado
Funções	
<ul style="list-style-type: none"> Definição dos objectivos a prosseguir e dos níveis de satisfação/qualidade a atingir 	<ul style="list-style-type: none"> Equacionamento de necessidades e de soluções para a sua satisfação
<ul style="list-style-type: none"> Compatibilização das metas sectoriais e dos processos de desenvolvimento das regiões com as disponibilidades hídricas 	<ul style="list-style-type: none"> Inserção de pretensões individuais ou de interesses locais imperativos
<ul style="list-style-type: none"> Consideração de fins múltiplos de uso das águas e das suas implicações funcionais 	<ul style="list-style-type: none"> Justaposição/articulação dos problemas de conjunto ou pontuais a resolver
<ul style="list-style-type: none"> Adequação das utilizações das águas às características das bacias hidrográficas 	<ul style="list-style-type: none"> Resolução dos problemas técnicos e ambientais existentes ou previsíveis a prazo

BIBLIOGRAFIA

André, S. (2007). O risco hidrológico-económico associado à produção de energia em pequenos aproveitamentos hidroeléctricos em regime de produção independente, Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil (pós-Bolonha), Instituto Superior Técnico, IST, Lisboa.

Cortes, R.V., Ferreira, M.T., Oliveira, S.V. e Godinho, F.N. (1998). Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia* 389: 51-61.

Henriques, A.G. (1990). Modelos de distribuição de frequências de caudais de cheia, Dissertação de Doutoramento, Instituto Superior Técnico, IST, Lisboa.

Leitão, A.E. e Henriques, A.G. (2002). "Gestão dos recursos hídricos em Portugal nos últimos 25 anos. Deriva histórica, tendências actuais e perspectivas futuras", *Recursos Hídricos* 23: 67-84, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH).

Leitão, A.E. (1986). "Água e desenvolvimento económico. A actual situação portuguesa. Problemas e condicionamentos. Seminário sobre problemas e perspectivas da gestão dos recursos hídricos". Secretaria de Estado do Ambiente e dos Recursos Naturais e Institut Europeen de l'Eau.

Leitão, A.E. (2005). "Da importância da nova Lei da Água". *Ingenium*, n.º 88, Ordem dos Engenheiros, Lisboa.

Leitão, A.E. (2007). "Quadro legal e institucional de gestão da água em Portugal", in Cunha, L.V., Serra, A., Costa, J.V., Ribeiro, L., Oliveira, R.P. (eds.) *Reflexos da água*, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), Lisboa.

McCartney, M.P., Sullivam, C. e Acreman, M.C. (2001). "Ecosystem impacts of large dams". Background paper n.º 2. Prepared for IUCN/UNEP/WCD.

Murteira, B.J.F. (1980), *Probabilidade e estatística*. Volume II, McGraw-Hill de Portugal.

- Petts, G.E. (1984). *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Portela, M.M. (1990). Risco hidrológico na análise económica de uma PCH - Valorização do kWh produzido em PCHs. Relatório do CEHIDRO para o Projecto PCH (Pequenas Centrais Hidroeléctricas), 48 p., Instituto Superior Técnico, IST, CEHIDRO, Lisboa.
- Portela, M.M. e André, S. (2008). "Risco hidrológico-económico da produção de energia em pequenas centrais hidroeléctricas", VIII Seminário Ibero-Americano sobre Sistemas de Abastecimento Urbano, SEREA 2008, IST, Lisboa, Portugal.
- Portela, M.M. e Almeida, A.B. (1991). "Incidência da incerteza hidrológica na análise económica de uma PCH", V Simpósio Luso-Brasileiro de Hidráulica e Recursos Hídricos, IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, pp. 122-131, Rio de Janeiro, Brasil.
- Portela, M.M. e Almeida, A.B. (1995). "Production evaluation of small powerplants under variable yearly flow conditions", *HIDROENERGIA* 95, 4 th International Conference and Exhibition, pp. 255-264, Milão, Itália.
- Portela, M.M. e Leitão, A.E. (2000). "The new tariff system in Portugal and its effects on the exploitation of small hydropower schemes", *Proceedings of the International Water Power and Dam Construction Conference. Small Hydro 2000*, pp. 239-256, Lisboa, Portugal.
- Portela, M.M. e Quintela, A.C. (1998). "Indícios de mudança climática em séries de precipitação em Portugal Continental", *Recursos Hídricos*, 19 (2 e 3): 41-74, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), ISSN 0870 1741, Lisboa.
- Portela, M.M. e Quintela, A.C. (2001). "A diminuição da precipitação em épocas do ano como indício de mudança climática. Casos estudados em Portugal Continental". *Ingeniería del Agua*, Vol. 8(1): 79-92, ISSN 1134-2196, Espanha..
- Portela; M.M. e Quintela, A.C. (2006). "Estimação em Portugal Continental de escoamentos e de capacidades úteis de albufeiras de regularização na ausência de informação". *Recursos Hídricos*, Vol 27(2): 7-18, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), Número Temático: Hidrologia e Modelação Hidrológica, Lisboa.
- Portela, M.M. e Quintela, A.C. (2002). "Evaluation of the water resources in Portuguese watersheds without streamflow data", *Conferencia Internacional de organismos de Cuenca (International Conference of Basin Organizations)*. Madrid, Espanha.
- Programa Nacional Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico (2007). Instituto da Água, Direcção Geral de Energia e Geologia e Redes Energéticas Nacionais.
- Quintela, A.C. (1967). *Recursos de águas superficiais em Portugal Continental*. Dissertação de Doutoramento, IST, Lisboa.
- REN (2000). *Cenários de Evolução Previsional da Produção em Regime Especial 2005-2025*.
- Santos, J.M., Ferreira, M.T., Pinheiro, A.N. e Bochechas, J. (2005). "Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in central and northern Portugal". *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 373-388
- Siegel, S. (1975). *Estatística não-paramétrica para as Ciências do Comportamento*, McGraw-Hill, Brasil.

CONTRIBUTO PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO DAS MASSAS DE ÁGUA NA REGIÃO NORTE

A CONTRIBUTE FOR THE EVALUATION OF WATER BODIES STATUS IN NORTHERN REGION

Arnaldo Machado

Coordenador do Departamento de Planeamento, Informação e Comunicação, ARH do Norte, I.P. // Rua Formosa, n.º 254, 4049-030 Porto // arnaldo.machado@arhnorte.pt

Manuela Silva

Coordenadora da Divisão de Monitorização e Informação, ARH do Norte, I.P. // Rua Formosa, n.º 254, 4049-030 Porto // manuela.silva@arhnorte.pt

Helena Valentim

Técnica Superior da Divisão de Monitorização e Informação, ARH do Norte, I.P. // Rua Formosa, n.º 254, 4049-030 Porto // helena.valentim@arhnorte.pt

RESUMO: A Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, (Lei da Água), complementada pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, transpõe para o direito interno a Directiva n.º 2000/60/CE (Directiva Quadro da Água), do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro. Esta directiva comunitária estabelece que os Estados-Membros protegerão, melhorarão e recuperarão todas as massas de água de superfície, com o objectivo ambiental destas alcançarem o bom estado até ao ano de 2015 (Artigo 4º, DQA). Cabe à Administração da Região Hidrográfica do Norte, I.P. (ARH do Norte, I.P.), a implementação/exploração das redes de monitorização das águas costeiras e interiores, assim como a avaliação do estado das respectivas massas de água ao nível das três regiões hidrográficas sob a sua jurisdição. A rede explorada até 2007 tinha como objectivo principal dar cumprimento ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. A partir de 2007 esta rede iniciou uma série de reestruturações no sentido de dar cumprimento à DQA, implementando inicialmente (2007) a monitorização do estado químico e, presentemente (2009), a monitorização do estado ecológico.

Palavras-chave: Redes de Monitorização, Directiva Quadro da Água, Estado Ecológico.

ABSTRACT: The Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council (Water Framework Directive – WFD) establishing a framework for the community action in the field of water policy was incorporated into the national law in 2005 with Law no. 58/2005 and Decree-Law no. 77/2006. According with this Directive, each member-state has to protect, improve and recover all surface waters to achieve, by 2015, a good qualitative and quantitative status of all water bodies (Article 4). The ARH do Norte, I.P. (Northern Hydrographic Region Administration) is in charge of the implementation/exploitation of the monitoring networks, as well as of the evaluation of the water bodies' status in the three river basins under its jurisdiction. The monitoring network used until 2007 had as it's main objective the compliance with the Decree-Law no. 236/98, of 1 August. Since 2007 this network has been constantly restructured to implement the monitorization of the chemical status (2007) and, more recently, the monitorization of the ecological status (2009), as stipulated by the Water Framework Directive.

Keywords: Monitoring Networks, Ecological Status, Water Framework Directive.

1. INTRODUÇÃO

A pressão crescente a que estão sujeitos os recursos hídricos obriga à adopção de políticas mais abrangentes que permitam assegurar uma utilização sustentada deste importante recurso natural, numa óptica de preservação e conservação do ambiente (Silva, 2006). Neste sentido, o planeamento e a gestão dos recursos hídricos exigem, antes de mais, um profundo conhecimento da região e da realidade da bacia hidrográfica em causa, sem prejuízo do necessário enquadramento no contexto de orientações definidas nacional e/ou comunitariamente (Silva, 2006). As redes de monitorização da qualidade das águas superficiais têm como principal objectivo a caracterização dos recursos hídricos, assim como o acompanhamento da sua evolução espaciotemporal para uma adequada gestão dos mesmos.

A partir de 1 de Outubro de 2008, com a reforma institucional consagrada pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, compete à Administração da Região Hidrográfica do Norte, I.P., (ARH do Norte, I.P.), o planeamento e a gestão das redes de monitorização das águas superficiais (interiores e costeiras) e subterrâneas, atribuições cumpridas pelo Departamento de Planeamento, Informação e Comunicação (DPIC), por via da Divisão de Monitorização e Informação (DMI).

O trabalho que se apresenta pretende retratar a evolução da rede de monitorização da qualidade das águas superficiais na área de jurisdição da ARH do Norte, I.P. (Região Hidrográfica do Minho e Lima, Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça e Região Hidrográfica do Douro) ao longo dos últimos 5 anos, assim como apresentar algumas perspectivas futuras sobre a mesma.

A legislação aplicável no âmbito da monitorização da qualidade da água é essencialmente composta pelo Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, o qual contempla as normas de qualidade aplicáveis a vários tipos de água, nomeadamente águas doces superficiais e subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano, águas doces superficiais para fins aquícolas – águas piscícolas, águas balneares e águas de rega. Assim, os programas de monitorização implementados foram estabelecidos de modo a verificar a conformidade da qualidade das águas com as respectivas normas. Contudo, os referidos programas de monitorização também tiveram em consideração a Decisão 77/795/CEE (Procedimento Comum de Troca

de Informação) e o Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março, que transpõe a Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, relativa à Protecção das Águas contra os Nitratos de Origem Agrícola.

Mais recentemente, no dia 22 de Dezembro do ano de 2000, entrou em vigor a Directiva 2000/60/CE (Directiva Quadro da Água - DQA) do Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (INAG, 2006). A DQA preconiza uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água, com o objectivo de alcançar o bom estado de todas as massas de água em 2015 (Lei n.º 58/2005). De acordo com esta Directiva comunitária os Estados Membros têm a obrigação de classificar o estado das massas de água de superfície, sendo este definido em função do pior dos dois estados, ecológico ou químico. De modo a alcançar o objectivo do bom estado a DQA requer que as massas de água de superfície atinjam pelo menos o bom estado ecológico e o bom estado químico, sendo a prevenção da degradação do estado das massas de água outro dos objectivos primordiais desta directiva. Com a aprovação da DQA e a sua transposição para a legislação nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, a monitorização dos ecossistemas aquáticos abandonou a abordagem clássica da água como recurso, passando a encará-la como suporte dos ecossistemas (INAG, 2008b).

2. REDES DE MONITORIZAÇÃO 2005-2008

A rede de monitorização da qualidade das águas superficiais foi dimensionada, a partir de 1998, para dar cumprimento à legislação em vigor, nomeadamente ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Foram seleccionadas estações de amostragem em função dos usos da água, para assegurar a monitorização nas origens com mais de 5 000 habitantes (incluídas na Portaria n.º 462/2000 – 2.ª série, de 25 de Março), nos pontos designados para fins piscícolas, nas águas balneares interiores e em outros pontos com objectivos diversos (impacto, fluxo, fronteira, referência, Procedimento Comum de Troca de Informação (PCTI) e rega). A partir de 2007, e face às exigências da DQA, a rede foi alvo de uma reestruturação, tendo-se iniciado a monitorização do estado químico das águas superficiais e subterrâneas,

com vista a dar cumprimento ao Artigo 8.º da Directiva, o qual impõe aos Estados-Membros a elaboração de programas de monitorização do estado das águas, de forma a permitir uma análise coerente e exaustiva do mesmo, em cada região hidrográfica. De acordo com a DQA, esta monitorização de vigilância deve ser efectuada, para cada ponto de amostragem, ao longo de um ano, durante o período de vigência de cada plano de gestão de bacia hidrográfica e deve abranger os parâmetros indicativos de todos os elementos de qualidade físico-química geral, os poluentes da lista prioritária descarregados na bacia e outros poluentes descarregados em quantidades significativas na bacia ou sub-bacia hidrográfica, excepto quando o exercício de monitorização de vigilância anterior tenha demonstrado que a massa de água em questão atingiu um estado "Bom" e a análise do impacte da actividade humana não tenha revelado qualquer alteração dos impactes sobre a massa de água. Nestes casos, este tipo de monitorização deverá ser efectuada uma única vez durante a vigência de três planos de gestão de bacia hidrográfica consecutivos.

Os dados de qualidade recolhidos ao longo dos anos de 2005, 2006 e 2007 foram tratados e analisados com o objectivo de averiguar de que forma evoluiu a qualidade da água durante este período de tempo, nas Regiões Hidrográficas sob a jurisdição da ARH do Norte, I.P. (RH1 – Minho e Lima, RH2 – Cávado, Ave e Leça, RH3 - Douro).

De modo a efectuar uma comparação global da qualidade da água superficial, independentemente dos objectivos por estação, foram seleccionados critérios genéricos. Seguiu-se para esse efeito, e numa primeira fase, os critérios já existentes do Instituto da Água, I.P. Para cada parâmetro físico-químico e microbiológico foram estipulados valores de referência e correspondentes classes de qualidade (A - Excelente; B - Boa; C - Razoável; D - Má; E - Muito Má). Como método de cálculo estatístico, aplicou-se o percentil 85 (com a excepção dos Sólidos Suspensos Totais - percentil 75), sendo o resultado aceite sempre que a frequência mínima de amostragem tenha sido cumprida. Em relação aos parâmetros responsáveis, são apresentados aqueles que têm a pior classificação.

Globalmente, verificou-se que ao longo dos 3 anos analisados e no que diz respeito às águas superficiais, a taxa de conformidade da qualidade da água na RH1 melhorou, passando de 70% em 2005 a 100% em 2007. Paralelamente, a RH2 registou a taxa mais baixa (43%) em 2005, atingindo em 2007 os 70%, sendo de salientar que é ao nível do troço mais a jusante da bacia do Ave, coincidente com a zona sujeita a maiores pressões antropogénicas, que se observa uma maior degradação

da qualidade da água em termos microbiológicos. Apesar da existência de 3 estações de tratamento de efluentes industriais e urbanos ao longo do rio Ave, o tratamento não inclui desinfecção nem eliminação de nutrientes, uma vez que o meio receptor não se encontra classificado como zona sensível. Daí, os valores elevados de microrganismos e de nutrientes registados. Por fim, a RH3 apresentou também uma evolução positiva na taxa de conformidade, passando de 58% em 2005 a 91% em 2007, sendo de referir que, tal como aconteceu ao nível da RH2, as águas com menor qualidade também se localizam em zonas associadas a maiores pressões.

É ainda de reiterar que as classificações de Má ou Muito Má qualidade são, em termos gerais, consequência da ocorrência de valores elevados de microrganismos (coliformes) ou de nutrientes (fósforo e azoto), pressupondo a existência de um deficiente/inexistente saneamento, de descargas de efluentes urbanos, industriais ou agro-pecuários ou, ainda, de poluição difusa de origem agrícola. Estes problemas fazem-se sentir principalmente nos locais onde as pressões são maiores, isto é, a jusante dos grandes aglomerados populacionais e industriais, assim como nas zonas agrícolas. Por outro lado, é nas nascentes dos rios ou em algumas albufeiras (e.g. Albufeira do Alto Rabagão e Albufeira da Paradela na Bacia do Cávado) que se verifica, normalmente, a existência de água com melhor qualidade. Desta forma, a qualidade das águas superficiais nos anos de 2005, 2006 e 2007 ao nível das 3 Regiões Hidrográficas sob jurisdição da ARH do Norte, I.P., revelou uma melhoria significativa, uma vez que o número de estações de amostragem com classificação Má ou Muito Má diminuiu, enquanto que simultaneamente se registou um acréscimo de estações com classificações de Boa e Excelente.

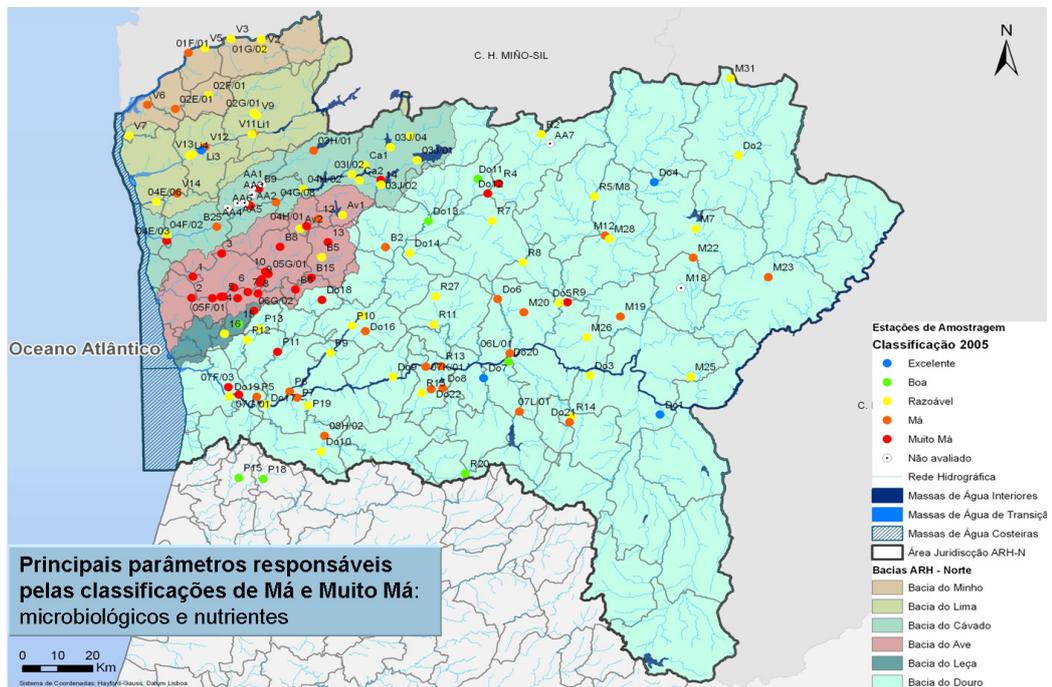


Figura 1 - Qualidade das Águas Superficiais em 2005 (RH1, RH2, RH3).

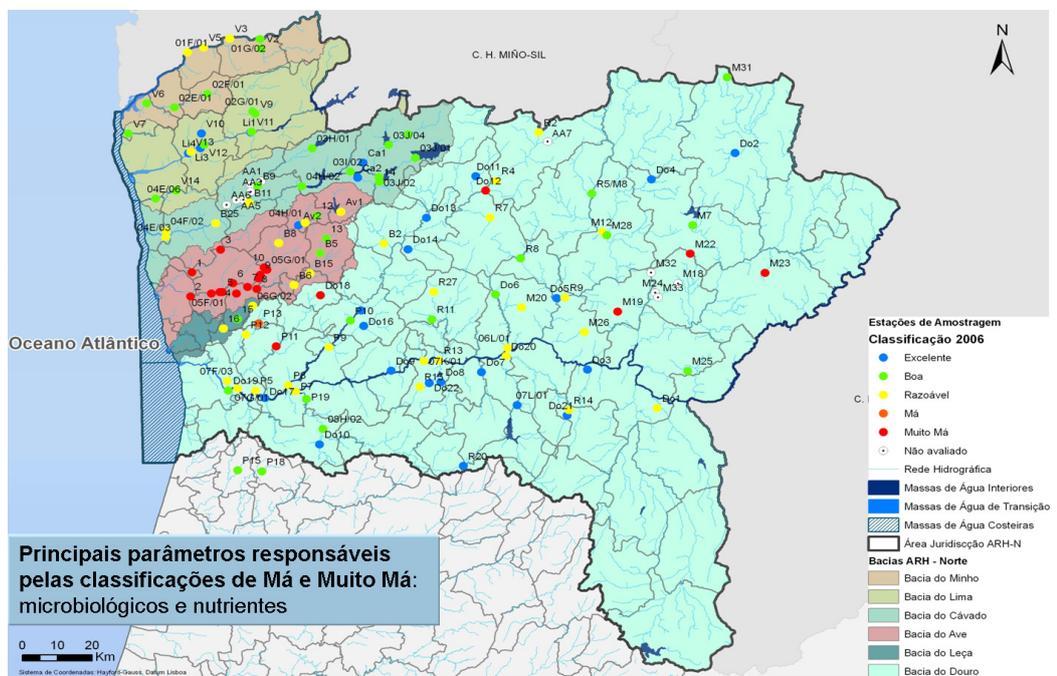


Figura 2 - Qualidade das Águas Superficiais em 2006 (RH1, RH2, RH3).

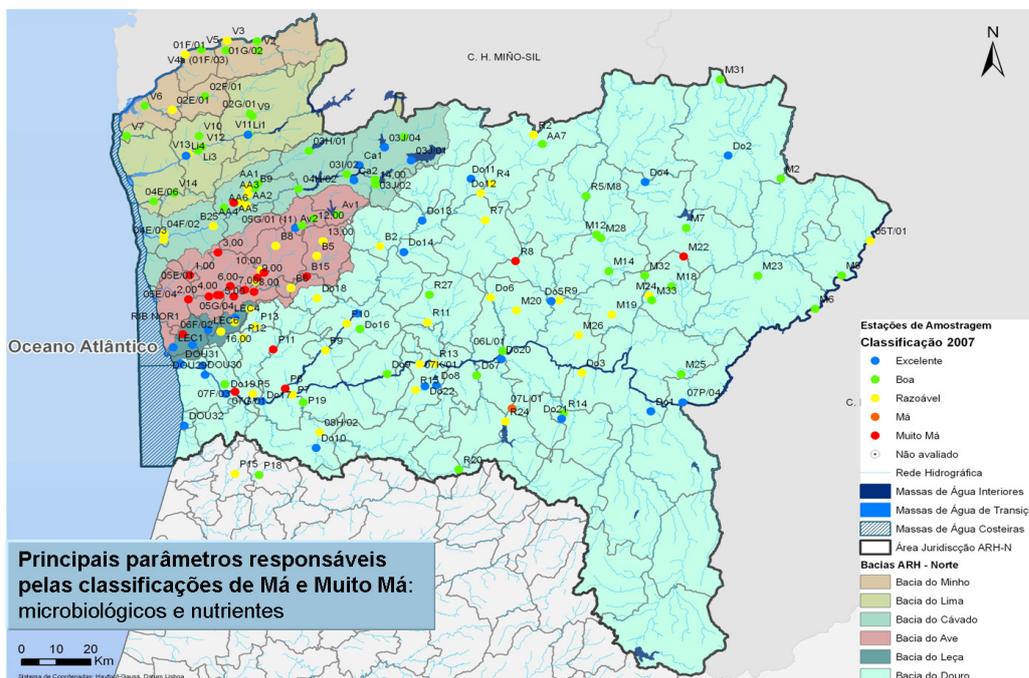


Figura 3 - Qualidade das Águas Superficiais em 2007 (RH1, RH2, RH3).

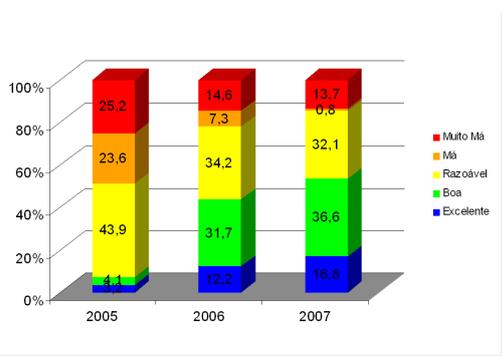


Figura 4 - Evolução da Qualidade das Águas Superficiais de 2005 a 2007 na Região Norte.

3. REDES DE MONITORIZAÇÃO 2009-2010

A actual rede de monitorização da ARH do Norte, I.P., encontra-se, mais uma vez, numa fase de reestruturação, no sentido de introduzir a monitorização da componente ecológica na avaliação das massas de água. Esta rede de águas superficiais

contempla cerca de 280 pontos de amostragem, cada qual com um ou mais objectivos. Dos objectivos que já eram contemplados nas redes anteriores, mantêm-se as origens para abastecimento público (anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto), pontos para fins piscícolas (anexo X do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto), pontos incluídos na rede dos nitratos (Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro), pontos de impacto (situados em rios sujeitos a pressões significativas) e pontos de monitorização do estado químico para dar cumprimento à DQA. Acrescem a esta rede pontos pertencentes à Convenção Luso-Espanhola (situados nos troços de rios transfronteiriços) e pontos de monitorização do estado ecológico no âmbito da DQA.

3.1. Monitorização do Estado Ecológico

Ao nível das águas superficiais, a DQA pressupõe a distinção entre estado ecológico e potencial ecológico. O estado ecológico aplica-se aos rios, propriamente ditos, e reflecte a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água do mesmo tipo, em condições de referência (ausência de pressões antropogénicas significativas) (INAG, 2006). O “bom estado ecológico” é definido como o estado de um meio de águas de superfície que, embora sujeito à influência significativa das actividades humanas, as

quais produzem um desvio em relação às “condições de referência”, constitui, ainda assim, um ecossistema rico, diversificado e sustentável (Henriques et. al, 2000). O conceito de potencial ecológico é aplicado a massas de água fortemente modificadas, que de acordo com a DQA são definidas como massas de água que, em resultado de alterações físicas derivadas da actividade humana, adquiriram um carácter significativamente diferente do seu estado natural. Nestes casos, o potencial ecológico representa o grau com que a qualidade do ecossistema aquático se aproxima do máximo que pode atingir (Potencial Ecológico Máximo) depois da aplicação de todas as medidas de mitigação sem efeitos adversos significativos sobre os usos específicos ou ambiente em geral. Em Portugal incluem-se na categoria de massas de água fortemente modificadas as albufeiras (INAG, 2006). Em termos de tipologias, em Portugal definiram-se 15 tipos de rios e 3 tipos de albufeiras, sendo que os tipos são definidos como grupos de massas de água com características geográficas e hidrológicas homogéneas. A definição de tipos é essencial para que sejam correctamente estabelecidas as condições de referência e para que as classificações do estado ecológico dentro de cada tipologia sejam comparáveis (INAG, 2008a). Para a determinação do estado/potencial ecológico de uma determinada massa de água de superfície são utilizados 3 grupos de parâmetros: biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. A classificação final do estado/potencial ecológico corresponde à que for obtida para o elemento com pior resultado, sendo que para os rios existem cinco classes de qualidade possíveis (Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau), enquanto que para as albufeiras existem apenas quatro (Bom e superior, Razoável, Medíocre e Mau) (Decreto-Lei n.º 77/2006).

3.1.1. Elementos de Qualidade Biológica

Os indicadores biológicos para rios e para albufeiras são diferentes e a classificação final dos elementos biológicos resulta sempre da pior classificação obtida por cada indicador (Decreto-Lei n.º 77/2006).

Quadro 2 - Elementos de Qualidade Biológica previstos na DQA para a determinação do estado/potencial ecológico (adaptado do Decreto-Lei n.º 77/2006).

Rios	ALBUFEIRAS
Invertebrados bentónicos	Fitoplâncton
Fauna piscícola	Fauna Piscícola
Flora aquática: Fitobentos e Macrófitas	

Destes elementos, apenas alguns foram, para já, submetidos ao Exercício de Intercalibração previsto na DQA, cuja finalidade é assegurar a consistência e comparabilidade dos sistemas de monitorização dos vários Estados-Membros. Desta forma, a 1ª geração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) apenas terá em consideração os elementos biológicos intercalibrados (invertebrados bentónicos e fitobentos para os rios; fitoplâncton para as albufeiras). Os restantes devem, contudo, ser obrigatoriamente monitorizados.

No caso particular das massas de água fortemente modificadas (albufeiras), o Grupo de Intercalibração Geográfico Mediterrânico composto por Chipre, Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia determinou que dos quatro elementos inicialmente previstos (fitoplancton, invertebrados bentónicos, fauna piscícola e flora aquática) apenas iria ter em linha de conta o fitoplâncton e a fauna piscícola, uma vez que os restantes não são aplicáveis às massas de água deste tipo que existem na região mediterrânica.

3.1.2. Elementos físico-químicos de suporte e poluentes específicos

De acordo com a DQA os elementos físico-químicos gerais tanto para Rios, como para Albufeiras devem ser classificados numa de 3 classes de qualidade: Excelente, Bom e Razoável (Decreto Lei n.º 77/2006). No âmbito dos trabalhos de implementação da DQA em Portugal continental foram identificados, em colaboração com as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regionais, à data com a jurisdição em termos de recursos hídricos, os poluentes específicos descarregados em quantidades significativas nas 8 Regiões Hidrográficas de Portugal Continental. Para este indicador existem duas classes de qualidade possíveis: Excelente/Bom e Razoável, sendo que para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico as médias anuais não deverão ultrapassar os valores normativos estabelecidos para rios e massas de água fortemente modificadas.

3.1.3. Elementos de Qualidade Hidromorfológica

Os elementos de qualidade hidromorfológica utilizados para a determinação do estado ecológico em rios irão ter, maioritariamente, como base a adaptação portuguesa da metodologia *River Habitat Survey* e respectivos índices (HMS – *Habitat Modification Score* e HQA – *Habitat Quality Assessment*) desenvolvida e implementada originalmente no Reino Unido, desde 2003. Esta metodologia inclui observações de substratos, tipos de fluxo, de erosão/deposição nos canais, da estrutura morfológica e vegetacional das margens, assim como dos diferentes tipos de uso das áreas adjacentes ao corredor ripícola (Raven *et. al.*, 2002).

De acordo com o que está previsto na DQA e ainda no que respeita aos rios, os elementos hidromorfológicos apenas são utilizados para a definição da fronteira entre o estado Excelente e o Bom estado ecológico. Para massas de água fortemente modificadas (albufeiras) a metodologia do *River Habitat Survey* já não é aplicável. Nestes casos, os elementos hidromorfológicos avaliados vão permitir verificar se as condições existentes são compatíveis com os valores dos elementos de qualidade biológica para o Bom Potencial Ecológico.

4. CONCLUSÕES

As redes de monitorização são estruturas dinâmicas, moldáveis de acordo com os objectivos pretendidos e em função do enquadramento legal vigente.

Até 2007 o principal diploma regulador da estruturação das redes de monitorização foi o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Desde então, as redes de monitorização têm vindo a ser dimensionadas de forma a dar cumprimento à DQA, a qual introduz diversos aspectos inovadores, nomeadamente a monitorização do estado ecológico. As redes asseguram ainda o cumprimento da legislação referida anteriormente, nomeadamente a nível das zonas protegidas.

A nível global, registou-se uma evolução positiva ao nível das águas superficiais das três regiões hidrográficas da ARH do Norte, I.P., sendo que a sua maioria apresentou níveis de qualidade adequados aos respectivos usos.

A avaliação do estado das massas de água apenas será possível depois de monitorizado o estado ecológico, o qual combinado com o estado químico, dará origem ao "Estado" das massas de água. Esta avaliação é fundamental para conhecer o estado das massas de água nas três Regiões Hidrográficas da área de jurisdição da ARH do Norte, I.P., os seus pontos críticos e identificar medidas a implementar no sentido de melhorar a qualidade da água, contribuindo deste modo para a elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica.

BIBLIOGRAFIA

Decreto-Lei n.º 77/2006. DR 64 SÉRIE I-A de 2006-03-30, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

HENRIQUES, A., WEST, C.A., PIO, S. (2000) - Directiva Quadro da Água - Um Instrumento Integrador da Política da Água da União Europeia, In Proceedings do 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século, Culturgest, Lisboa.

INAG, I.P. (2008a) - Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização Abiótica, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2008b) - Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2006) - Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

RAVEN, P.J., HOLMES, N.T.H., CHARRIER, P., DAWSON, F.H., NAURA, M., BOON, P.J. (2002) - Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 405-424.

SILVA, A.R.S. (2006) - A Água e o Ordenamento do Território, *Tecnologia da Água*, 46: 62-72.

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SORDO (MILA REAL) PELO MÉTODO FUZZY-DRASTIC

VULNERABILITY ANALYSIS TO GROUNDWATER CONTAMINATION IN THE SORDO RIVER HYDROGRAPHIC BASIN (MILA REAL) BY THE FUZZY-DRASTIC METHOD

G. J. P. Carvalho

Estudante do Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica da UTAD // gjpcarvalho@gmail.com

F.A.L. Pacheco

Prof Auxiliar da UTAD e Centro de Química da UTAD // Departamento de Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real // fpacheco@utad.pt

RESUMO: A bacia hidrográfica do rio Sordo foi estudada relativamente à sua vulnerabilidade face à eventual contaminação das suas águas subterrâneas, sendo para tal utilizada uma variante do modelo DRASTIC conhecida genericamente como *fuzzy*-DRASTIC. Os dados relativos à bacia, indispensáveis à avaliação da vulnerabilidade, são apresentados na forma de mapas cobrindo os temas da altimetria, litologia e fracturação, solos e ocupação da terra, geometria da superfície freática e distribuição espacial da recarga aquífera. Após descrição da metodologia *fuzzy* adoptada (modelo do padrão de reconhecimento multi-objectivos) apresentam-se os resultados da avaliação da vulnerabilidade, comparando-os com os obtidos através da aplicação do modelo DRASTIC original ao mesmo conjunto de dados. Verifica-se que a avaliação segundo o modelo *fuzzy*-DRASTIC atribui maior vulnerabilidade ao meio, em média cerca de 6,3% e com expressão cartográfica significativa.

Palavras-chave: recursos hídricos subterrâneos, contaminação.

ABSTRACT: The hydrographic basin of Sordo river was studied for its vulnerability resulting from the eventual contamination of their groundwaters, using a variant of the DRASTIC model broadly known as *fuzzy*-DRASTIC. The data pertaining to the basin, required for the evaluation of vulnerability, are presented as a series of maps covering the themes of altimetry, lithology and fracturing, soils and land occupation, geometry of the phreatic surface, and spatial distribution of the aquifer recharge. After description of the adopted *fuzzy* method (multi-objectives pattern recognition model), the results of vulnerability evaluation are presented and compared to those obtained from application of the original DRASTIC model to the same dataset. The evaluation according to the *fuzzy*-DRASTIC model attributes more vulnerability to the medium than does the original model, the difference being on average 6,3% and showing cartographic relevance.

Keywords: groundwater resources, contamination.

1. INTRODUÇÃO

A avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos à contaminação pelo método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) é determinada por sete parâmetros, com importância diversa, identificados por cada uma das letras do acrónimo DRASTIC a que correspondem a profundidade do topo do aquífero (D, peso 5), a recarga do aquífero (R, 4), a tipologia do material do aquífero (A, 3), o tipo de solo (S, 2), a topografia (T, 1), o impacto da zona não saturada ou vadosa (I, 5), e a condutividade hidráulica do aquífero (C, 3). Os modelos de avaliação ou decisão genericamente designados por *fuzzy* surgem normalmente como ferramentas de aperfeiçoamento de determinada metodologia. Aplicada ao índice DRASTIC, a modelação *fuzzy* tenta ilustrar que a rigidez dos limites e pesos aplicados aos diferentes parâmetros de avaliação da vulnerabilidade não será o fim da pesquisa, surgindo os métodos *fuzzy* como complementos a uma investigação mais profunda, que se adapta e transforma consoante as particularidades do meio que se estuda. Ligados à tradução do termo *fuzzy* aparecem os termos *indistinto*, *confusão* ou *mistura*.

Introduzidas por Zadeh (1965), a lógica *fuzzy* e a teoria *fuzzy* têm sido utilizadas em modelos de tomada de decisão ambíguos e incertos. O conceito básico da lógica *fuzzy* é simples: as afirmações não são só verdadeiras ou falsas; na teoria, ser parcialmente verdadeiro e falso em simultâneo também é possível, em proporções definidas pelas designadas funções membro (Afshar *et al.*, 2007).

Vários autores aplicaram modelos *fuzzy* com fins diversos, adaptando a sua metodologia ao caso que estavam a estudar, do que resultou a criação de novos métodos baseados nas características indistintas das propriedades físicas dos locais em investigação. Por exemplo, Zhou *et al.* (1999) verificaram o funcionamento de um padrão *fuzzy* multi-objectivos, aplicado ao índice DRASTIC, na zona nordeste da China. Chen & Fu (2003) investiram no reconhecimento da vulnerabilidade das águas subterrâneas através de um padrão indistinto baseado no DRASTIC, na Península Dalian na região nordeste da China. Dixon (2005) também propôs uma análise *fuzzy* com base no modelo DRASTIC, numa área do vale do rio Mississipi, no Arkansas, EUA. Mao *et al.* (2006) aplicaram um padrão *fuzzy* para a avaliação da vulnerabilidade à poluição na área de Zhangji (China). Afshar *et al.* (2007) estudaram a vulnerabilidade das águas subterrâneas baseadas nas regras de um sistema indistinto a uma escala regional, comparando os resultados com os do método

do DRASTIC. E, por fim, Nobre *et al.* (2007) dedicaram a sua pesquisa aos recursos aquíferos da cidade de Maceió (Estado de Alagoas, Brasil), através de um modelo de hierarquia *fuzzy* para a avaliação da sensibilidade natural de um aquífero costeiro.

Foram aqui realçados estes autores, por terem uma influência directa na pesquisa e aplicação de um modelo *fuzzy* no presente trabalho. Contudo, a aplicação desta metodologia indistinta tem muitas outras aplicações, de um leque bastante variado de contextos e disciplinas/ áreas de investigação, com bases diversas que originam resultados e conclusões diversificadas.

O objectivo do presente estudo é o de aplicar à bacia hidrográfica do Rio Sordo o método *fuzzy* do "Padrão de Reconhecimento Multi-Objectivos" desenvolvido por Zhou *et al.* (1999), comparando os resultados com os do modelo original aplicado à mesma bacia por Pacheco *et al.* (2004).

2. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Sordo localiza-se no Norte de Portugal, mais precisamente no distrito de Vila Real. Integra-se na extensa bacia hidrográfica do rio Douro, ocupando uma superfície com cerca de 50 km² e sendo atravessada pelo IP4 e pelas Estradas Nacionais N15 e N304. Os núcleos da população residente encontram-se dispersos por toda a área da bacia (figura 1).

Em termos altimétricos a bacia hidrográfica varia desde os 185 até os 1300 metros (figura 2), possuindo declives por vezes superiores a 30% nas extremidades da bacia, sendo a zona central pouco inclinada.

Sob o ponto de vista geológico (figura 3), afloram na área rochas cristalinas em que dominam metassedimentos Paleozóicos intruídos por granitos Hercínicos, estes com expressão na zona mais a jusante da bacia hidrográfica. Os depósitos recentes têm uma representação significativa na zona de vale, constituindo uma mancha com cerca de 3,2 km². Na zona de contacto entre os granitos e os metassedimentos são frequentes intrusões filonanas de aplitos cuja orientação é predominantemente NW-SE. Este dique aplítico serviu de barreira à drenagem do vale da Campeã, favorecendo a acumulação dos depósitos coluviais-aluviais provenientes dos cumes do Marão e do Alvão. São ainda frequentes filões de quartzo, de direcção variável, que surgem dispersos nas formações de rochas cristalinas. A fracturação é intensa salientando-se como dominantes o sistema com direcção NE-SW a NNE-SSW e o sistema conjugado NW-SE. A partir de fotografias aéreas à escala 1:25 000 foi feita a interpretação de lineamentos estruturais que serviu de base ao mapa de densidade de lineamentos (figura 4), no qual se representa o comprimento de lineamentos por unidade de área (Pacheco *et al.*, 2004).

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Junho de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Setembro de 2009. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 31, Nº 1, 65-76, Março de 2010.
© APRH, ISSN 0870-1741

De acordo com Agroconsultores e COBA (1991), os tipos de solo que cobrem a maior parte da bacia hidrográfica do rio Sordo são os leptossolos (42,3 km²), surgindo com menor representação, na zona do vale da Campeã, os fluvissois (5,9 km²), e no sector mais a jusante da bacia hidrográfica os antrossolos (3,0 km²). As áreas urbanas ocupam cerca de 0,5 km² (figura 5). O mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Sordo apresenta-se na figura 6, podendo distinguir-se quatro tipos principais de ocupações: áreas agrícolas, caracterizadas por zonas destinadas a culturas de regadio ou sequeiro, por vinhas e pastagens, e por zonas onde a agricultura forma um mosaico integrado com espaços naturais; áreas florestais, constituídas essencialmente por manchas de resinosas ou mistas, por vezes sujeitas a desbastes e replantações; espaços naturais, que integram fundamentalmente os lameiros, os matagais e as zonas de vegetação esparsa ou rocha nua; espaços urbanos e industriais, dominados pelos povoados dispersos da região, por vezes numa estrutura complexa de aglomerados rodeados ou intervalados por zonas agro-florestais, e pelos equipamentos industriais da Campeã.

Os sistemas aquíferos dominantes são de tipo fissural e dependem, naturalmente, da fracturação e alteração dos afloramentos. Os depósitos de cobertura, pela elevada produtividade, poderão constituir bons sistemas aquíferos. As espessas camadas de alte-

ração, que se associam em particular às rochas metassedimentares, originam sistemas hidrogeológicos com elevado potencial de armazenamento, constituindo aquíferos subsuperficiais significativos que servem também de elementos de recarga profunda (Pacheco *et al.*, 2004). Com base na determinação da profundidade do nível hidrostático (NHE) em 41 poços, no período Maio-Julho de 2003, foi possível delinear uma representação da superfície freática de Primavera-Verão, que se apresenta com alguma reserva devido à falta de uniformidade relativamente à distribuição espacial dos poços (figura 7). Os valores medidos variam entre 0,2 e 10 metros, sendo em média de 2,3 metros. Verifica-se serem consideravelmente superiores nas zonas de montanha. O inventário de nascentes, conduzido no mesmo período, e a monitorização dos caudais em 31 das nascentes inventariadas, desenvolvida entre Julho de 2002 e Outubro de 2003, permitiram estimar a recarga representativa do ano hidrológico 2002/03 (figura 8), que se apresenta com reserva idêntica à da figura 7. Os valores associados a cada nascente são muito variados, indo desde um mínimo de 2,4 mm/ano a um máximo de 534 mm/ano, facto que se associa à enorme diversidade de condições hidrológicas que afectam as respectivas bacias de drenagem, em particular a topografia, a ocupação do solo, a condutividade hidráulica e porosidade eficaz das rochas, etc.

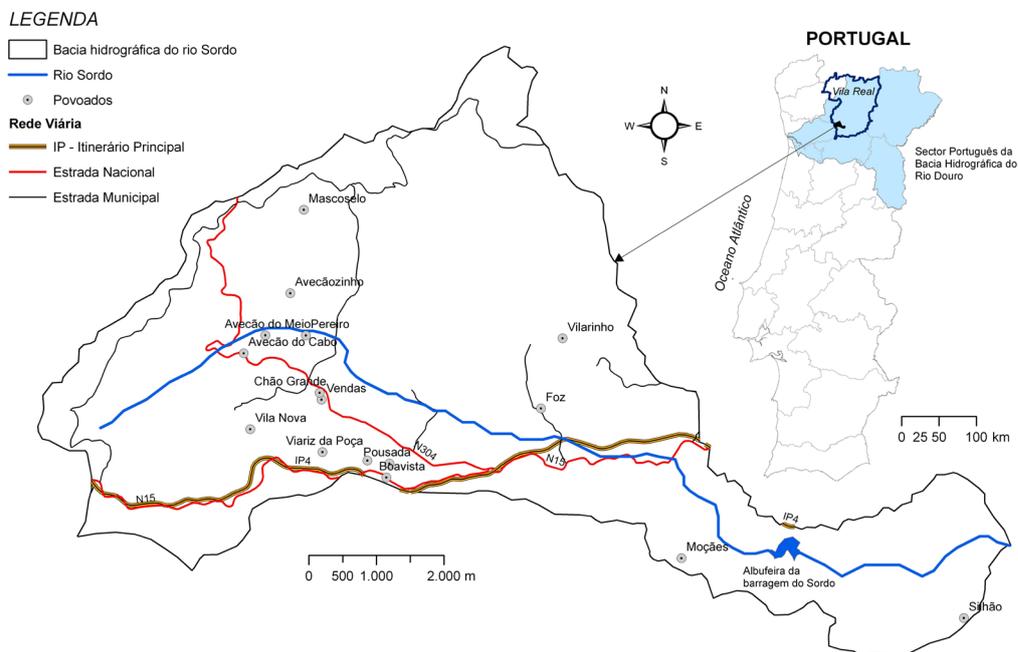


Figura 1 - Enquadramento geográfico da bacia hidrográfica do rio Sordo.

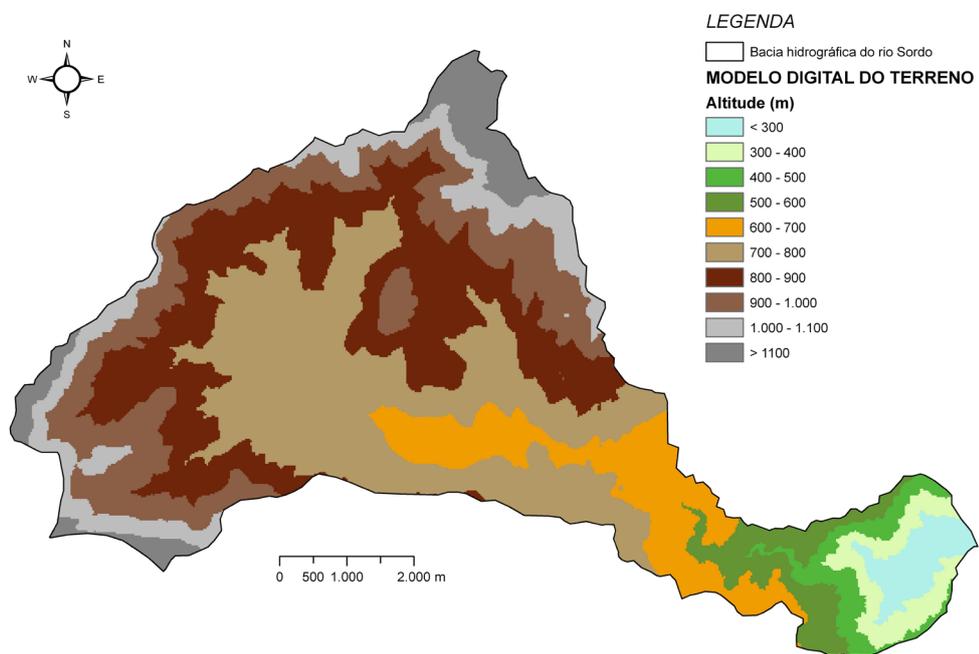


Figura 2 - Modelo digital da bacia hidrográfica do rio Sordo.

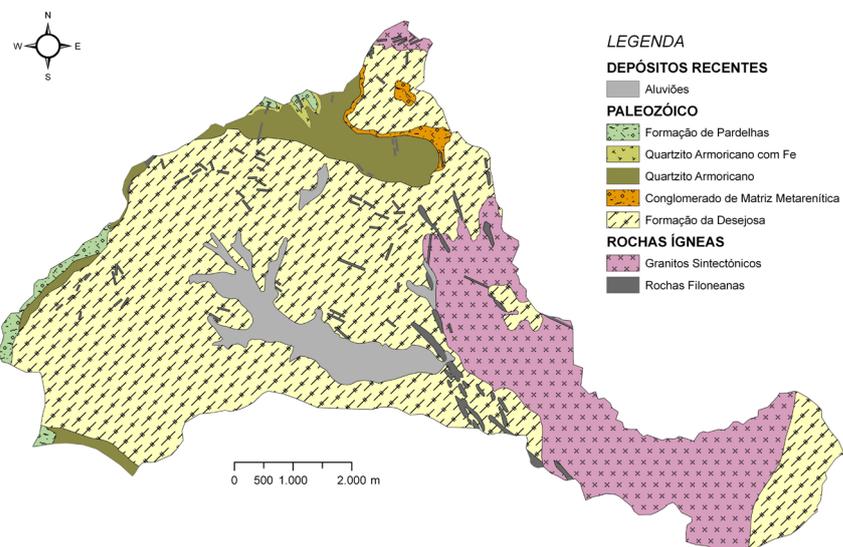


Figura 3 - Enquadramento geológico da bacia hidrográfica do rio Sordo. Adaptado de Pacheco *et al.* (2004).

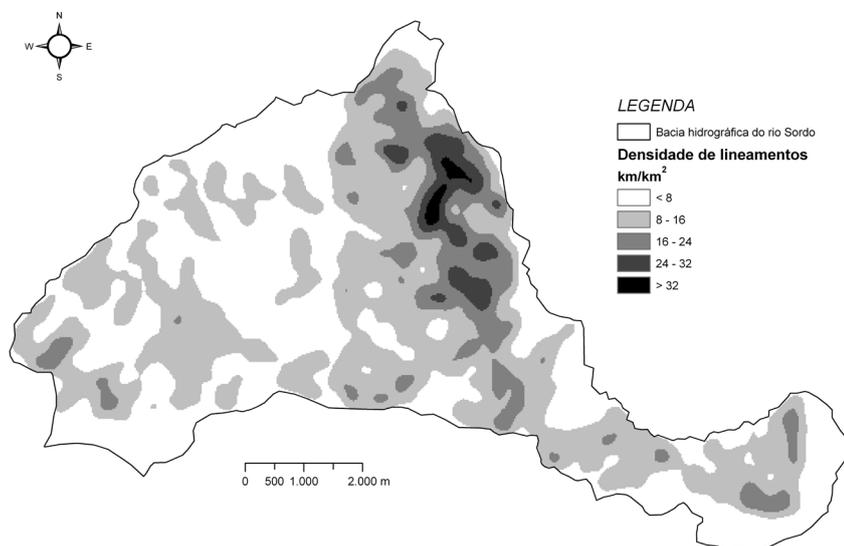


Figura 4 - Mapa de densidade de lineamentos da bacia hidrográfica do rio Sordo.

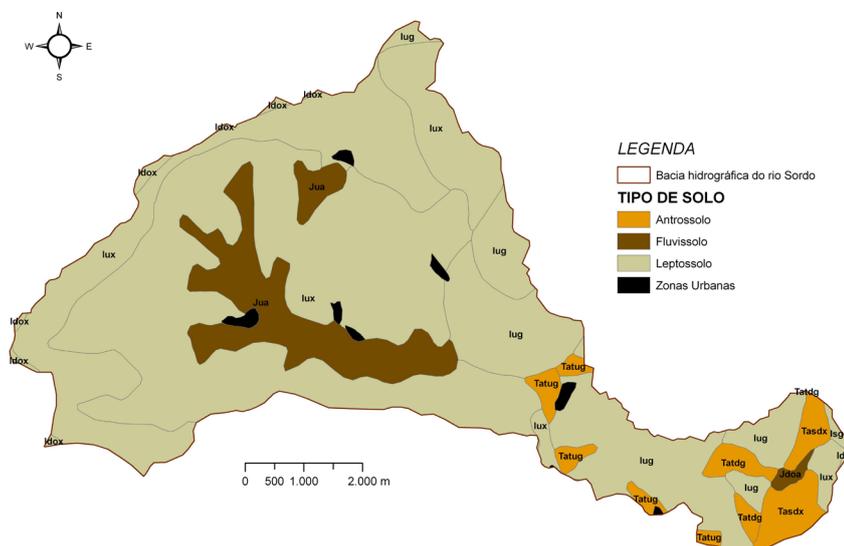


Figura 5 - Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Sordo. Fonte: Agroconsultores e COBA (1991). Símbolos: Idox - Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins; Isg - Leptossolos líticos de granitos e rochas afins; Lug - Leptossolos úmbricos de granitos e rochas afins; Lux - Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins; Jdox - Fluvissoles dístricos órticos de aluviões; Jua - Fluvissoles úmbricos de aluviões; Tasdx - Antrossolos áricos surrísticos dístricos; Tatdg - Antrossolos áricos terráticos dístricos.

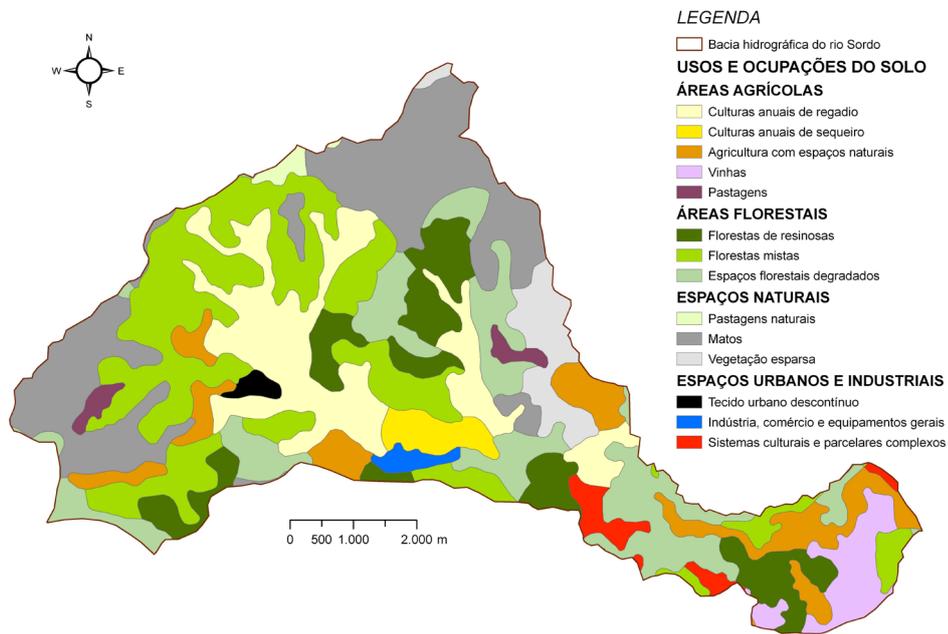


Figura 6 - Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Sordo.

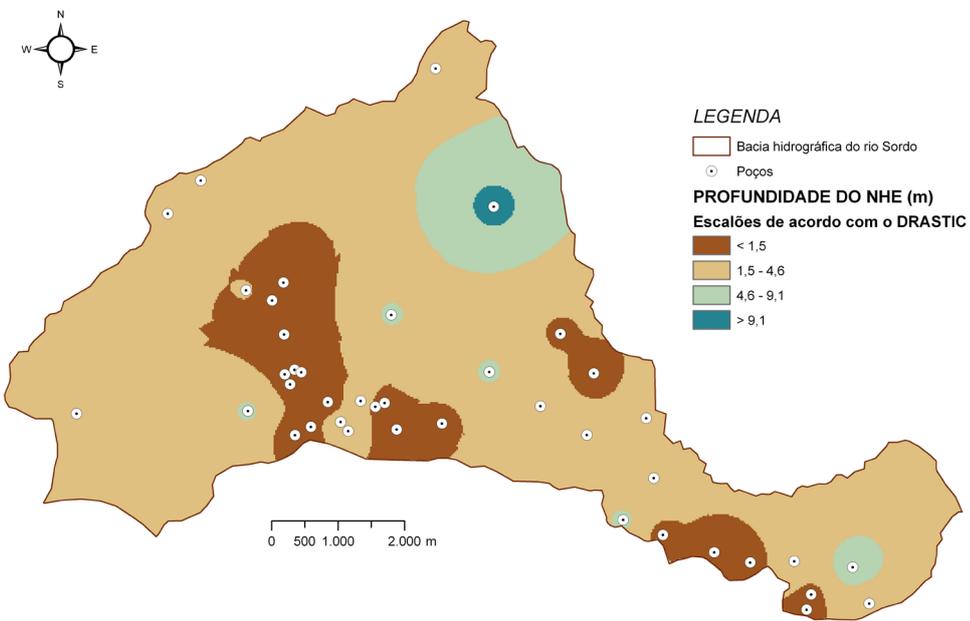


Figura 7 - Profundidade do nível hidrostático representativa do período Maio - Julho de 2002.

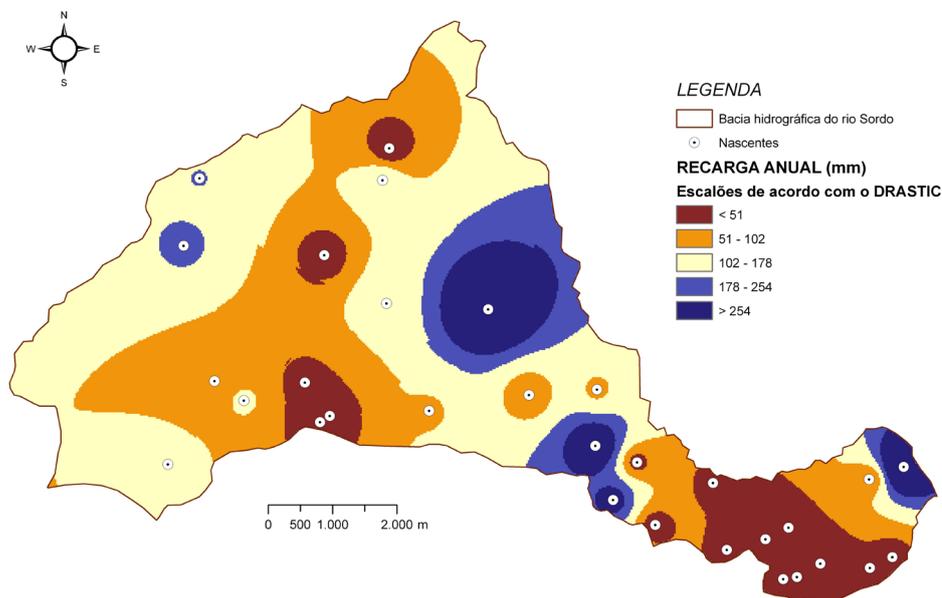


Figura 8 - Recarga anual representativa do ano hidrológico 2002/2003.

3. METODOLOGIA

Zhou *et al.* [1999] desenvolveram um modelo de avaliação da vulnerabilidade dos sistemas aquíferos à poluição, assente na lógica DRASTIC, que designaram *padrão de reconhecimento multi-objectivos*. O mesmo método foi também utilizado por Mao *et al.* [2006]. O referido método tem por base a noção de que pode definir-se um local ideal como sendo o mais susceptível de ser contaminado e um outro como sendo o menos susceptível de ser contaminado, e que todos os locais se podem referir relativamente a estes dois extremos.

Se o número de locais relativamente aos quais se pretende avaliar a vulnerabilidade for *n* e o número de parâmetros que reflectem essa mesma vulnerabilidade for *m*, então x_{ij} representa o valor do parâmetro *j* no local *i*. No seu conjunto, os valores x_{ij} constituem a matriz de dados **X**. Porém, os valores que **X** assume diferem consoante a natureza do parâmetro: quando este é definido quantitativamente (D, R, T, C), **X** assume os valores da variável de base (profundidade do NHE, recarga, declive, condutividade hidráulica); caso contrário (A, S, I) **X** assume os valores dos índices atribuídos a cada parâmetro. Além disso, os parâmetros do DRASTIC são agrupados do seguinte modo: no grupo

A a vulnerabilidade aumenta com o incremento nos valores de **X** enquanto que no grupo B ocorre exactamente o contrário. Ao grupo A pertencem os parâmetros R, A, S, C e I, ao grupo B os parâmetros D e T.

Os valores x_{ij} são de seguida normalizados relativamente aos máximos e mínimos definidos para cada uma das escalas do DRASTIC, obtendo-se os valores r_{ij} :

$$r_{ij} = \begin{cases} \frac{x_{ij} - x_{minj}}{x_{maxj} - x_{minj}} & x_{ij} \in \text{grupo A} \\ 1 - \frac{x_{ij} - x_{minj}}{x_{maxj} - x_{minj}} & x_{ij} \in \text{grupo B} \end{cases} \quad [1]$$

Se $r_{ij} = 1$ então o local *i* é o mais susceptível de ser contaminado no parâmetro *j* enquanto que se $r_{ij} = 0$ o local *i* é o menos susceptível de ser contaminado nesse mesmo parâmetro. Admita-se que existe um local relativamente ao qual $r_{ij} = 1$ e um outro relativamente ao qual $r_{ij} = 0$, para qualquer *j*, e designem-se esses locais por **g** e **b**, respectivamente. Nestas circunstâncias, o estudo da proximidade dos locais em estudo relativamente a estes dois extremos converte-se num problema de lógica *fuzzy*.

As distâncias Euclidianas entre um local *i* e os locais **g** e **b** são dadas por:

$$d_{ig} = \sqrt{\sum_{j=1}^m [w_j (g_i - r_{ij})]^2} \quad (2a)$$

$$d_{ib} = \sqrt{\sum_{j=1}^m [w_j (r_{ij} - b_i)]^2} \quad (2b)$$

em que d_{ig} e d_{ib} são as referidas distâncias e w_j é o peso atribuído ao parâmetro j de acordo com as regras do DRASTIC. A projecção gráfica da relação entre o local i e os locais g e b apresenta-se na figura 9.

Se a posição óptima do local i relativamente ao local ideal g for designada por u_i , então a posição óptima relativamente ao local b é $1-u_i$. Na lógica *fuzzy*, u_i e $1-u_i$ podem ser encarados como pesos, de modo que $D_{ig} = u_i d_{ig}$ e $D_{ib} = (1-u_i) d_{ib}$ são as distâncias ponderadas de i a g e a b . A determinação de u_i passa pela minimização da função objectiva $D_{ig}^2 + D_{ib}^2$ que graficamente corresponde à projecção de i sobre a recta que une os pontos g e b (figura 9) e analiticamente à resolução da equação:

$$\frac{d(D_{ig}^2 + D_{ib}^2)}{du_i} = 0 \quad (3a)$$

do que resulta:

$$u_i = \left[1 + \frac{\sum_{j=1}^m (w_j (r_{ij} - 1))^2}{\sum_{j=1}^m (w_j r_{ij})^2} \right]^{-1} \quad (3b)$$

Os valores u_i representam o grau de vulnerabilidade do meio relativamente à contaminação das águas subterrâneas, de acordo com o modelo *fuzzy* do padrão de reconhecimento multi-objectivos. Esse grau varia desde os extremos g (o local mais fácil de ser contaminado) e b (local mais difícil de ser contaminado), de acordo com os escalões apresentados na tabela 1.

4. RESULTADOS

4.1. Modelo DRASTIC Original

A avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação, na bacia hidrográfica do rio Sordo, pelo método DRASTIC na sua versão original, foi realizada pela primeira vez por Pacheco *et al.* (2004). No presente estudo repete-se a análise, embora com algumas diferenças relativamente a dados utilizados e às abordagens efectuadas a alguns dos parâmetros. A informação de base para o presente trabalho é essencialmente a que consta das figuras 2 a 8, que foi processada de modo ser convertida em mapas de

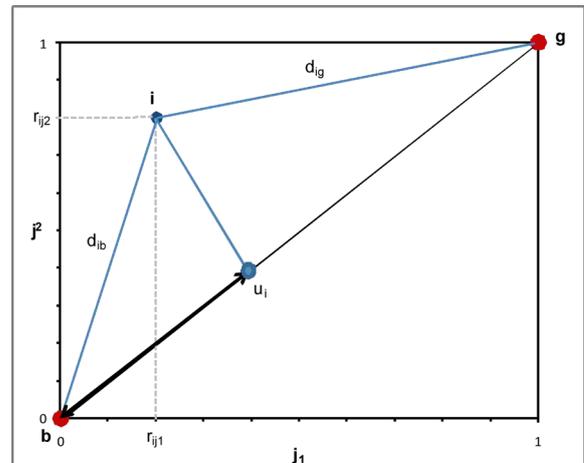


Figura 9 - Ilustração da determinação da posição óptima do local i relativamente aos locais g e b , designada por u_i , considerando somente duas variáveis do DRASTIC.

Tabela 1 – Avaliação da vulnerabilidade de acordo com o modelo *fuzzy* do padrão de reconhecimento multi-objectivos (Zhou *et al.*, 1999).

Grau de vulnerabilidade de u_i	Decisão
< 0,2	Muito difícil de ser contaminado
0,2 – 0,4	Difícil de ser contaminado
0,4 – 0,6	Pode ser contaminado
0,6 – 0,8	Fácil de ser contaminado
0,8 – 1,0	Muito fácil de ser contaminado

semelhante ocorreu na avaliação do parâmetro R em que se utilizaram como dados de base caudais medidos em nascentes a partir dos quais se estimaram recargas anuais utilizando o método do hidrograma descrito em Pacheco e Alencão (2006) (figura 8). Já relativamente aos parâmetros A e S recorreu-se a mapas geológicos, de fracturação e solos, ou seja a dados representados por polígonos (figuras 3 e 5) e linhas (figura 4). A avaliação do parâmetro T recorreu a um modelo digital do terreno, em formato *raster* (imagem de pixéis, figura 2) e, finalmente, os parâmetros I e C foram avaliados pelo índice típico ou com base em estimativas da condutividade hidráulica obtidas por Pacheco e Alencão (2006), respectivamente: para o I adoptou-se o valor 4 referente a “rocha ígnea e metamórfica alterada” e para o C o valor 1 já que as condutividades hidráulicas estimadas por Pacheco e Alencão (2006) rondaram em média 0,29 m/dia, valor bastante inferior ao limite máximo do escalão 1 para este parâmetro do DRASTIC (4,1 m/dia). A conversão dos mapas das figuras 2 a 8 em mapas de parâmetros DRASTIC, no que se refere aos parâmetros D, R e T, seguiu os pressupostos estabelecidos no modelo original, ou seja considerou os escalões descritos em Aller *et al.* (1987) para cada parâmetro. Relativamente à aplicação feita por Pacheco *et al.* (2004), destaca-se a alteração na determinação do índice R, que então foi avaliado com base na recarga média estimada para o Rio Corgo (153 mm/ano, de que resultou um R = 6), do qual o Rio Sordo é afluente, e que no presente recorreu aos caudais medidos em nascentes. Relativamente aos parâmetros A e S, utilizaram-se as adaptações descritas em Pacheco *et al.* (2004), com ligeiras modificações no caso do parâmetro A: o mapa relativo a este parâmetro combinou o factor litológico com o factor estrutural. Por outras palavras, o índice relativo a este parâmetro foi determinado com base no mapa geológico (figura 3) e no mapa de densidade de lineamentos (figura 4). A definição de categorias de vulnerabilidade a partir do mapa geológico foi feita considerando que os depósitos aluvionares se integram numa categoria 1 e as rochas ígneas e metassedimentares numa categoria 2. Aos locais da bacia do Sordo abrangidos por terrenos da categoria 1 foi atribuído o índice 6 correspondente no modelo original ao índice típico da “Areia e balastro com percentagem significativa de silte e argila”. Relativamente aos terrenos da categoria 2 foram atribuídos os índices 2 a 6, consistentes no modelo original com a categoria “Rochas ígneas e metamórficas”, tomando em consideração os escalões de densidade de lineamentos definidos na figura 4. Esta distribuição difere ligeiramente da adoptada por Pacheco *et al.* (2004) que atribuíram índices 4 ou 5 consoante a densidade de lineamentos era inferior ou superior a 16 km de lineamentos/km².

No que respeita ao parâmetro S não se registou qualquer alteração face ao estabelecido por Pacheco *et al.* (2004), tendo-se novamente recorrido à caracterização textural dos diferentes tipos de solo na atribuição dos respectivos índices (tabela 2).

O mapa DRASTIC resultante da aplicação do modelo original aos dados disponíveis apresenta-se na figura 10.

Tabela 2 - Índices S relativos aos diferentes tipos de solos. Descrição das unidades de acordo com o apresentado na figura 5. Adaptado de Pacheco et al. (2004).

Unidade	Areia (%)	Argila (%)	Limo (%)	S
Lux	62	27	11	5
Lug	71	18	11	5
Idox	63	25	12	5
lsg	86	8	6	8
Jua	63	19	17	4
Jdoa	66	19	14	7
Tatug	75	15	10	8
Tasdx	66	27	8	7

4.2. Modelo Fuzzy-DRASTIC

A avaliação da vulnerabilidade DRASTIC tendo por base o modelo *fuzzy* do padrão de reconhecimento multi-objectivos (*fuzzy*-DRASTIC) passou numa primeira fase pela definição de uma grelha de amostragem que permitisse a avaliação das variáveis de natureza quantitativa (profundidade do NHE, recarga, topografia) e dos parâmetros de natureza categórica (A, S) em pontos distribuídos uniformemente por toda a bacia. Tomando em consideração a dimensão da bacia em estudo (cerca de 50 km²), optou-se por uma grelha de 208 pontos regularmente espaçados 500 x 500 m (figura 10). A grelha de pontos foi sobreposta ao mapa de cada variável ou parâmetro tendo o valor dos mesmos sido determinado em cada ponto utilizando uma ferramenta de amostragem do software ArcMap (ESRI, 2006), designadamente a ferramenta *ArcToolBox > SpatialAnalyst Tools > Extraction > Sample*. O resultado obtido corresponde à matriz X que serviu de base à aplicação do modelo *fuzzy*-DRASTIC. Usando a matriz X calcularam-se os valores de u_i . De modo a compararem-se os resultados do modelo *fuzzy*-DRASTIC com os resultados do modelo original, normalizaram-se os últimos tomando em consideração o valor mínimo (26) e o valor máximo (226) do DRASTIC, isto é: DRASTIC normalizado = (DRASTIC original - 26)/(226 - 26). Os resultados da normalização apresentam-se na figura 11, os do modelo *fuzzy*-DRASTIC na figura 12.

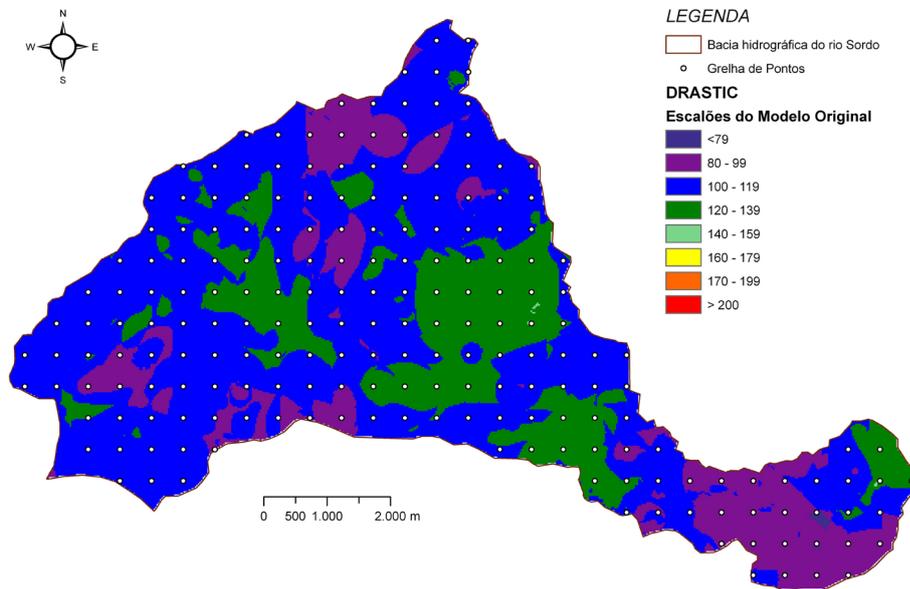


Figura 10 - Mapa de vulnerabilidade DRASTIC (modelo original) da bacia hidrográfica do rio Sordo.

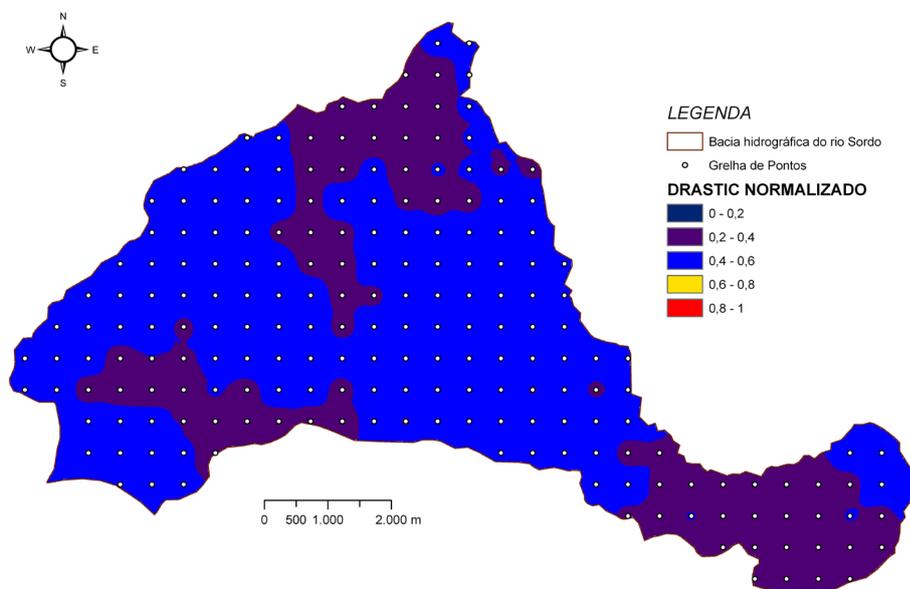


Figura 11 - Mapa de vulnerabilidade DRASTIC (modelo original normalizado) da bacia hidrográfica do rio Sordo.

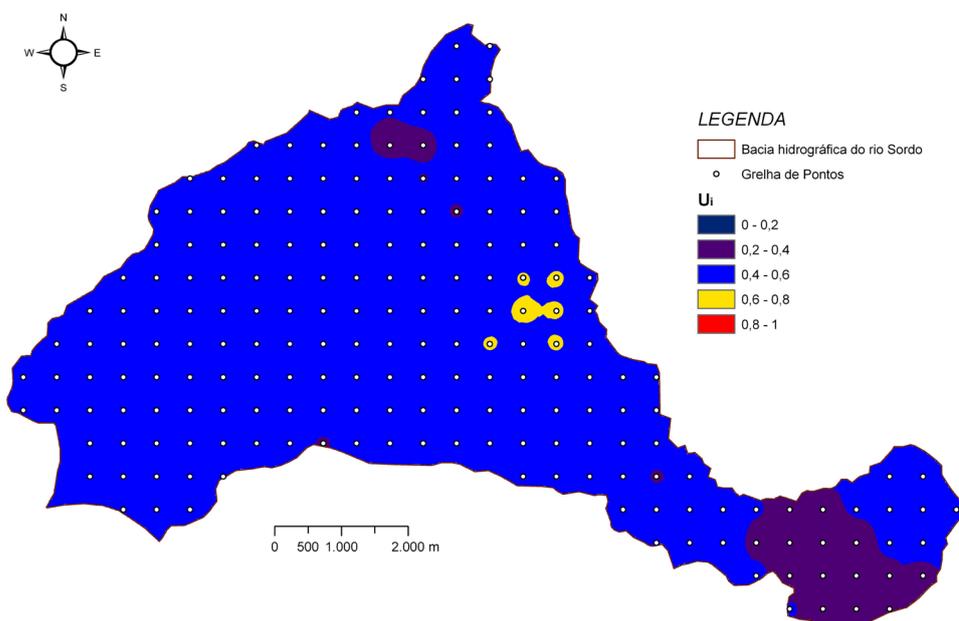


Figura 12 - Mapa de vulnerabilidade DRASTIC (modelo *fuzzy*-DRASTIC) da bacia hidrográfica do rio Sordo.

Comparando os mapas das figuras 10, 11 e 12, pode concluir-se que: 1) as vulnerabilidades normalizadas enquadram-se com os escalões “difícil de ser contaminado” e “pode ser contaminado” (tabela 1), basicamente reproduzindo os escalões “80-99” e “100-119” + “120-139” do modelo DRASTIC original; 2) as vulnerabilidades calculadas pelo modelo *fuzzy*-DRASTIC são sistematicamente superiores às estimadas pelo DRASTIC normalizado, em média 6,3%. Nesse contexto, grande parte da área passa a ser classificada como área que pode ser contaminada, persistindo duas pequenas manchas classificadas como zonas difíceis de ser contaminadas, mas surgindo na zona de contacto entre os xistos e os granitos pequenas manchas de zonas classificadas como fáceis de ser contaminadas.

5. CONCLUSÕES

Os resultados do modelo DRASTIC, na versão original, atribuem uma vulnerabilidade intrínseca reduzida a moderada à bacia hidrográfica do rio Sordo. O modelo *fuzzy*-DRASTIC incrementa os valores da vulnerabilidade em cerca de 6,3%, valor aparentemente reduzido mas com expressão cartográfica relevante.

BIBLIOGRAFIA

- AFSHAR, A.; MARIÑO, M. A.; ASCE, H. M.; EBTEHAJ, M.; MOOSAVI, J. (2007) – Rule-based *fuzzy* system for assessing groundwater vulnerability. In: Journal of Environmental Engineering, 133(5), 532-540.
- Agroconsultores & Coba (1991). Carta de solos, carta do uso actual da terra e carta de aptidão da terra do nordeste de Portugal. Relatório Técnico, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 311p.
- ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R.; HACKETT, G. (1987) – DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Environmental Protection Agency (EPA Number: 600287035), USA, 643p.
- CHEN, S. & FU, G. (2003) – A DRASTIC-based *fuzzy* pattern recognition methodology for groundwater vulnerability evaluation. In: Hydrological Sciences Journal, 48, 211-220.
- DIXON, B. (2005) – Groundwater vulnerability mapping: A GIS and *fuzzy* rule based integrated tool. Applied Geography, 25, 327-347.
- ESRI (2006). ArcMap (version 9.2) manual. New York St., Redlands, USA, 131p.

- MAO, Y.; ZHANG, X.; WANG, L. (2006) – *Fuzzy* pattern recognition method for assessing groundwater vulnerability to pollution in the Zhangji area. *Journal of Zhejiang University Science A*. China, 11, 1917-1922.
- NOBRE, R.C.M.; CONSENZA, C.A.N.; FILHO, O.C.R.; MANSUR, W.J. (2003) – Modelo de hierarquia *fuzzy* para avaliação da sensibilidade natural de um aquífero costeiro. *Revista Recursos Hídricos*, 28(3), 55-64.
- PACHECO, F.A.L. & ALENCOÃO, A.M.P. (2006). Role of fractures in weathering of solid rocks: narrowing the gap between experimental and natural weathering rates. *Journal of Hydrology*, 316, 248-265.
- PACHECO, F. A. L.; SOUSA OLIVEIRA, A.; ALENCOÃO, A. M. P.; RIBEIRO, I. C.; FARIA, M. J. (2004) – Avaliação da vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas pelo método DRASTIC na bacia hidrográfica do rio Sordo. In: 7º Congresso da Água: Água – Qualidade de Toda a Vida, 8-12 de Março, Lisboa. Resumos de Comunicações, p. 31 (comunicação alargada em CD, 12p.).
- ZADEH, L.A. (1965). *Fuzzy* sets. *Inf. Control*, 8, 338-353.
- ZHOU, H.; Wang, G.; Yang, Q. (1999) – A multi-objective *fuzzy* pattern recognition model for assessing groundwater vulnerability based on the DRASTIC system. *Journal des Sciences Hydrologiques*, 44, 611-618.

MODELAÇÃO INTEGRADA DE BACIAS E ALBUFEIRAS: OS CASOS DO POCINHO E DO ENXOÉ

INTEGRATED MODELLING OF WATERSHED AND RESERVOIRS: POCINHO AND ENXOÉS CASES

Henrique Coelho

Hidromod Modelação em Engenharia, Lda

Pedro C. Leitão

MARETEC, Instituto Superior Técnico

RESUMO: Muitas albufeiras em Portugal apresentam-se eutrofizadas, em geral devido a excessivas cargas de fósforo produzidas na bacia drenante. Frequentemente, por questões legais e também por questões práticas, temos de compreender o funcionamento do sistema, nomeadamente no que diz respeito ao peso relativo das cargas internas versus cargas externas, ou o peso relativo das cargas difusas versus cargas pontuais na bacia. Noutras circunstâncias é necessário determinar qual a carga máxima de nutrientes que uma albufeira pode suportar, mantendo uma qualidade da água aceitável tendo em vista os fins a que se destina. Noutras ainda, é necessário estimar qual o comportamento da albufeira em resposta a uma alteração na gestão da bacia. Em todas estas situações a modelação matemática funciona como um auxiliar precioso no estudo quer da albufeira quer da bacia drenante.

No entanto, a metodologia a aplicar depende muito da região em estudo e da quantidade/qualidade dos dados disponíveis. Neste trabalho apresentam-se dois exemplos bastante distintos: um na albufeira do Pocinho, localizada no rio Douro, e outro na albufeira do Enxoé, localizada no Alentejo, na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

Palavras-chave: eutrofização, albufeira, bacia, modelação.

ABSTRACT: Many reservoirs in Portugal suffer of eutrophication, mainly due to excessive phosphorus loading. Frequently, by legal motivation, but also for practical reason, the system behaviour must be understood and described, namely in what respects to the relative weight of internal loading versus external loading, or the relative weight of diffuse versus source pollution in the catchment. In other circumstances the estimation of phosphorus total maximum daily load is needed for a reservoir in order to keep a reasonable water quality. Or a description of the reservoir's behaviour is needed to evaluate changes in catchment management. In all these situations, modelling is a powerful tool to study both reservoir and catchment.

However, methodologies to be applied are dependent from geographical region and from quality/quantity of data available. In this work two examples distinct are presented: a study at Pocinho reservoir, located in Douro river, and other at Enxoé reservoir, located in Alentejo, at Guadiana catchment.

keywords: eutrophication , reservoir, catchment, modelling.

1. INTRODUÇÃO - MODELAÇÃO DE ALBUFEIRAS

A primeira questão importante é saber porque razão, temos frequentemente necessidade de simular o comportamento de albufeiras. Depois é necessário especificar quais as condições necessárias para simular uma albufeira, isto é, que tipo de informação é necessária. Finalmente, devemos conhecer as ferramentas que temos à nossa disposição, em que condições se aplicam, etc.

Começamos pela primeira questão. Frequentemente, em Portugal, as albufeiras encontram-se eutrofizadas à luz dos critérios legais em vigor. Um dos critérios que é consistentemente violado é o do fósforo total que estabelece que a média geométrica da concentração não pode exceder os 35 µg/l. Com muita frequência este critério é violado. Não significa que as albufeiras exibam sintomas de eutrofização, mas legalmente são consideradas eutrofizadas. No entanto, é também frequente que o critério da clorofila-a seja violado. Para além disso as albufeiras, principalmente as localizadas a Sul, exibem com frequência blooms de cianobactérias que constituem um sinal evidente de eutrofização. A eutrofização das albufeiras portuguesas ocorre quase sempre por excesso de fósforo. A resolução do problema da eutrofização por excesso de fósforo passa invariavelmente por uma intervenção na bacia que permita reduzir a quantidade de fósforo afluente. Para além disso, existem intervenções na albufeira que podem ajudar a eliminar sintomas. Remoção de sedimentos, extracção de biomassa e construção de pré-barragens são alguns exemplos. Mas fundamentalmente o problema resolve-se com intervenção na bacia a montante da albufeira. Obviamente que isto implica desde logo saber qual a quantidade de fósforo que chega a uma determinada albufeira. Se o problema é simplesmente conhecer essa quantidade, então uma estação de monitorização pode ser suficiente. Mas se o problema passa por destringir por exemplo entre o fósforo de origem difusa e o fósforo de origem pontual, a abordagem tem de ser mais profunda. O nosso modelo de albufeira, converte-se num modelo de toda a bacia drenante. Esse modelo deve fornecer todas as condições necessárias para o modelo de albufeira: basicamente caudais afluentes e concentrações dos principais parâmetros (fósforo, azoto, matéria orgânica e parâmetros relacionados com a microbiologia quando necessário). Na posse de tal informação, um modelo adequado de albufeira deve permitir por exemplo

quantificar a relação entre a carga externa (com origem na bacia) e aquela que é "produzida" internamente. Na verdade, a carga nunca é produzida internamente. O que acontece é que nutrientes como o fósforo entram na albufeira transportados pelo rio, sedimentam e depois regressam à coluna de água por processos bioquímicos bem conhecidos. Outro aspecto em que um modelo de albufeira nos deve ajudar é a perceber de que forma responde o nosso sistema (albufeira) a intervenções na bacia.

2. MODELOS DE ALBUFEIRAS

Um dos modelos amplamente usados na simulação de albufeiras é o CE-QUAL-W2. Para simular os processos que ocorrem numa albufeira o modelo deve ser capaz de:

- simular a estratificação vertical,
- ter em conta a variação horizontal das propriedades,
- considerar a hidrodinâmica do sistema de forma a simular correctamente o tempo de permanência de uma determinada massa de água na albufeira,
- simular os processos químicos e biológicos relevantes, nomeadamente os ciclos do fósforo e do azoto,
- simular a produtividade primária.

O modelo CE-QUAL-W2, na sua versão 3.12, permite simular um grande número de parâmetros de qualidade da água, entre os quais vários grupos distintos de algas (diatomáceas, clorofíceas, cianobactérias, etc). O CE-QUAL-W2 é um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água actualmente suportado pela US Army Corp's of Engineer's, na Waterways Experiments Station (WES). Simula processos biológicos e químicos que ocorrem nos sistemas aquáticos como a eutrofização e as relações entre temperatura-nutrientes-algas-oxigénio dissolvido-matéria orgânica e sedimentos. Como adiante se verá, o CE-QUAL-W2 tem algumas insuficiências na simulação da interacção dos sedimentos com a coluna de água, nomeadamente nas trocas de fósforo em períodos de anoxia. Para resolver esse problema foram feitas algumas modificações ao modelo.

Este modelo é baseado na resolução das equações bidimensionais do movimento e de advecção-difusão integradas lateralmente, e simula variações de temperatura, carência bioquímica de oxigénio, oxigénio dissolvido, algas, bactérias e outras variáveis, tendo em

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Agosto de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Novembro de 2009. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 31, Nº 1, 77-85, Março de 2010.
© APRH, ISSN 0870-1741

conta os ciclos do azoto, fósforo, carbono e sílica. Um modelo deste tipo é capaz de resolver os processos importantes que ocorrem numa albufeira associados à estratificação e que influenciam definitivamente os ciclos biogeoquímicos e a dinâmica do ecossistema. O modelo utiliza um algoritmo de braços que permite a descrição de geometrias complexas e permite maior definição em determinadas zonas pelo uso de uma malha de espaçamento variável. Ao utilizar um algoritmo de "Autosteping", onde o passo temporal é calculado em cada iteração, o modelo permite garantir os requisitos de estabilidade numérica. Admite caudais de entrada de fontes pontuais e não pontuais, de cada um dos braços incluídos no sistema a simular e ainda a precipitação. Os caudais de saída podem ser especificados como descargas no último segmento de um braço ou como caudais laterais.

Como foi referido anteriormente, o CE-QUAL-W2 é composto por duas componentes interligadas, a hidrodinâmica e a qualidade da água. Na componente hidrodinâmica são utilizadas aproximações das equações de Navier-Stokes para escoamentos incompressíveis (equações de Sint-Venant, ou 'shallow-water equations', na linguagem anglo-saxónica) para o cálculo do campo de velocidades da massa de água e para o cálculo dos coeficientes de difusão turbulenta, onde se considera uma situação de equilíbrio hidrostático e as aproximações de Boussinesq. Em termos hidrodinâmicos, calcula a elevação da superfície livre de forma implícita, o que elimina algumas restrições ao passo temporal. Calcula ainda os campos da velocidade e da temperatura, cuja influência é considerada no cálculo hidrodinâmico. No transporte das propriedades, os termos relativos à advecção e à difusão de propriedades são determinados através do campo da velocidade e dos coeficientes de viscosidade turbulenta.

Na componente da qualidade da água são calculadas as fontes e poços das propriedades em estudo, incluindo as interações entre nutrientes, fitoplâncton e oxigénio dissolvido em condições de anoxia, permitindo analisar a variação da concentração em cada célula e em cada passo temporal. O W2 permite a introdução e análise individual de diferentes grupos de fitoplâncton, assim como de outras propriedades que afectam o desenvolvimento das algas, e permite ainda a inclusão no estudo apenas dos parâmetros de interesse definidos pelo utilizador (sendo estes bastante diversificados), o que reduz algum esforço computacional. Esta versatilidade representa uma grande vantagem na modelação da produção primária e na escolha deste modelo em detrimento de outros. Como já foi referido, na versão standard do CE-QUAL-W2 o compartimento dos sedimentos apresenta

algumas limitações. Nomeadamente o facto de o modelo assumir que o reservatório de fósforo adsorvido à matéria particulada é infinito constitui um problema quando se utiliza o modelo com o intuito de prever impactes positivos da redução de cargas afluentes à albufeira. Nessa situação é de prever que a quantidade de fósforo adsorvido à matéria particulada diminua. Ao assumir que essa quantidade de fósforo é infinita assume-se que a carga interna de nutrientes só depende da quantidade de matéria orgânica degradada e da consequente anoxia. Assim, foram introduzidas modificações no modelo que permitem reproduzir melhor estes processos.

Em primeiro lugar, foi introduzida a possibilidade de a decomposição da matéria orgânica particulada em condições óxicas produzir nitrato em vez de amónia. A ideia é que a nitrificação da amónia ocorre nos sedimentos superficiais e pode ser uma componente do consumo de oxigénio pelos sedimentos. Faz portanto algum sentido que, sob determinadas condições, possa ser o nitrato a ser libertado da decomposição da matéria orgânica presente nos sedimentos.

A decomposição aeróbica da matéria orgânica, no CE-QUAL-W2, liberta fósforo para a coluna de água de acordo com uma reacção de 1ª ordem, em que a quantidade de fósforo libertado é proporcional à concentração de sedimentos (que por sua vez contém uma determinada proporção de fósforo). Por várias razões, este algoritmo pode, em última análise, libertar demasiado fósforo para a coluna de água. Primeiro, algum do fósforo libertado provavelmente adsorve aos óxidos de ferro presentes nos sedimentos superficiais. Este fenómeno pode ser muito intenso evitando que muito do fósforo libertado chegue efectivamente à coluna de água. Em segundo lugar, a matéria orgânica presente nos sedimentos é frequentemente menos rica em fósforo do que a matéria orgânica existente na coluna de água sobrejacente. Se os sedimentos forem menos ricos em fósforo, então o algoritmo original pode facilmente sobrestimar a quantidade de fósforo libertado. Finalmente, alguns organismos presentes nos sedimentos consomem eles próprios o fósforo originando a depleção previamente referida.

Para simular a adsorção do fósforo pelos óxidos de ferro presentes no sedimento, em condições óxicas, o código original foi modificado para possibilitar a retenção numa fracção do fósforo libertado – especificada pelo utilizador do modelo. Esta retenção permite que a referida fracção fique 'agarrada' ao sedimento e não passe para a coluna de água.

Por outro lado, sabe-se que em condições de anoxia, uma parte do fósforo adsorvido aos sedimentos é libertado para a coluna de água. Aqui, a versão standard do CE-QUAL-W2 admite que a quantidade de

fósforo libertável é infinita [o modelo contempla uma reacção de ordem zero]. Na nova versão do modelo foi introduzida uma reacção de 1ª ordem, em que a quantidade de fósforo libertada, em condições de anoxia, é proporcional à quantidade de fósforo retida. Isto obrigou à criação de uma nova variável de estado,

que representa a quantidade de fósforo retido e que pode ser libertado em condições anóxicas. Além desta modificação foi introduzido um módulo para simular o zooplâncton e assim ultrapassar outra das principais limitações do modelo original.

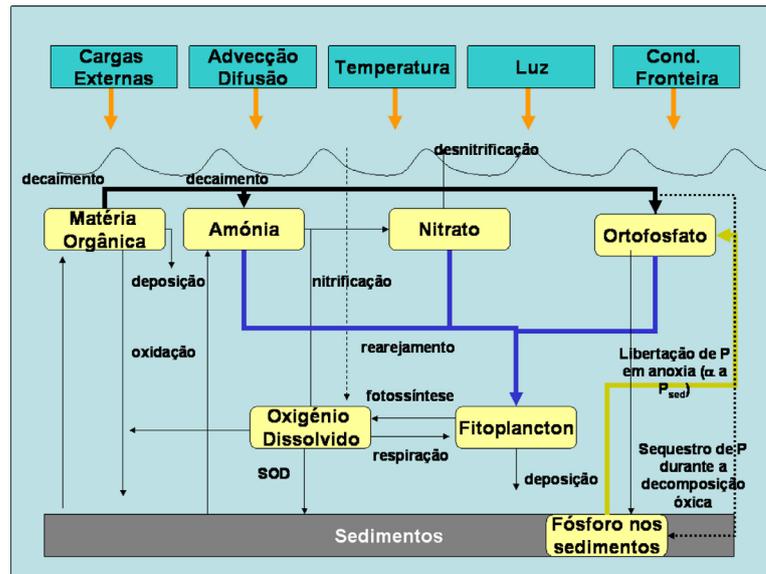


Figura 1 – Representação esquemática dos principais processos representados na versão do modelo CE-QUAL-W2 utilizada.

3. METODOLOGIA

Já foi referido que o problema das condições de fronteira a montante da albufeira constitui um dos problemas fulcrais para a modelação da mesma. A ideia de estabelecer uma metodologia que permita determinar as condições de fronteira de acordo com o tipo de dados disponíveis e com o tipo de região em estudo resultou num sistema composto por uma série de ferramentas (que se ilustra na Figura 1). A ideia é que sempre que existam simultaneamente dados sobre qualidade e quantidade numa estação próxima da albufeira, as cargas devem ser calculadas utilizando essa informação através da seguinte expressão:

$$L = \int Qcdt \quad (1)$$

Sendo L a carga expressa em kg, Q o caudal em m³s⁻¹ e c a concentração em kgm⁻³. Este método foi utilizado no cálculo das cargas à albufeira do Pocinho com sucesso. Os resultados que se mostram no capítulo seguinte ilustram isso mesmo.

Acontece que muitas vezes os dados ou não existem de todo, ou não são coincidentes no que diz respeito ao período em que foram medidos, etc.

Nessas situações é necessário recorrer a outras formas de determinar a carga. Nessas circunstâncias um modelo de bacia pode ser a solução para o problema. Por exemplo a aplicação do modelo SWAT acoplado a um modelo de transporte em rios (Mohid River-Network) permitiu a estimativa das cargas afluentes à albufeira do Maranhão situada na bacia hidrográfica do Tejo com bastante sucesso (note-se que não se apresentam os resultados desta aplicação neste artigo). Mas os modelos de bacia precisam de ser validados para serem credíveis. Isso requiere a existência de estações de monitorização na bacia que permitam a validação o que por vezes não acontece. Uma metodologia alternativa é o cálculo das cargas recorrendo às HARP-NUT da OSPAR (Harmonised Quantification and Reporting Procedure for Nutrients) que são descritas com detalhe em Borgvang, S-A. & Selvik (2000). Tal metodologia foi aplicada com sucesso, por exemplo à albufeira de Pracana. Há, no

entanto, bacias hidrográficas em que nada do que foi descrito anteriormente funciona. Porque não existem dados, porque os modelos de bacia parametrizam mal alguns dos processos que ocorrem na bacia, como por exemplo a erosão, etc. Nesses casos, é necessária uma metodologia alternativa. Uma possibilidade, é utilizar os dados da própria albufeira para estimar as cargas. Nesse caso, utiliza-se um modelo simplificado dos processos que ocorrem na albufeira e resolvem-se as equações para as condições de fronteira. Um exemplo deste tipo de modelo é o que se descreve para o fósforo, com as seguintes equações (2) e (3):

$$\frac{dP}{dt} = \frac{L_{in}}{V} + k_2 A \frac{P_s}{V} - k_1 A \frac{P}{V} - PQ \frac{\alpha}{V} \quad (2)$$

$$\frac{dP_s}{dt} = k_1 A \frac{P}{V_s} - k_2 A \frac{P_s}{V_s} - k_1 k_3 A \frac{P}{V_s} \quad (3)$$

onde α é um factor de correcção para lagos estratificados, V_s o volume de sedimentos, V o volume da albufeira, P a concentração média de fósforo na albufeira, Q o caudal de saída da albufeira, A a área da superfície da albufeira, k_1 a taxa de sedimentação, k_2 a taxa de libertação de fósforo a partir dos sedimentos e k_3 a fracção de fósforo que não pode ser trocada. O sistema de equações é resolvido em ordem a L_{in} e P_s (a carga de P que chega à albufeira e a concentração de

fósforo nos sedimentos, respectivamente). A resolução do sistema de equações depende, no entanto, da determinação das constantes k_1 , k_2 e k_3 , e ainda de α e de V_s . Tipicamente utilizam-se $\alpha = 0.5$ e $k_3 = 0.3$.

A constante k_2 constitui um dos grandes problemas do modelo. Existindo informação disponível sobre os perfis de fósforo, a constante pode ser determinada a partir da quantidade total de fósforo libertada que se

calcula a partir do integral, $\int_b^h [(P_b - P_s)_{summer} - (P_b - P_s)_{spring}] dz$

onde o índice b se refere ao fundo, h é a profundidade do hipolimnio e s refere-se à superfície. A profundidade do hipolimnio pode ser determinada a partir dos perfis de oxigénio. As constantes k_1 , k_2 e k_3 não são independentes. Assumindo que o estado estacionário se deduz das equações de evolução acima descritas, verifica-se a seguinte relação entre as constantes:

$$k_1 = \frac{k_2 P_s}{P} (1 - k_3) \quad (4)$$

O modelo inverso permite assim determinar as cargas afluentes à albufeira. Na verdade, utilizam-se os resultados do modelo inverso para calibrar o modelo de bacia, obtendo-se com este uma série temporal de condições de fronteira mais extensa. Esta metodologia foi aplicada à albufeira do Enxoé e os resultados mostram-se neste trabalho.

Metodologia

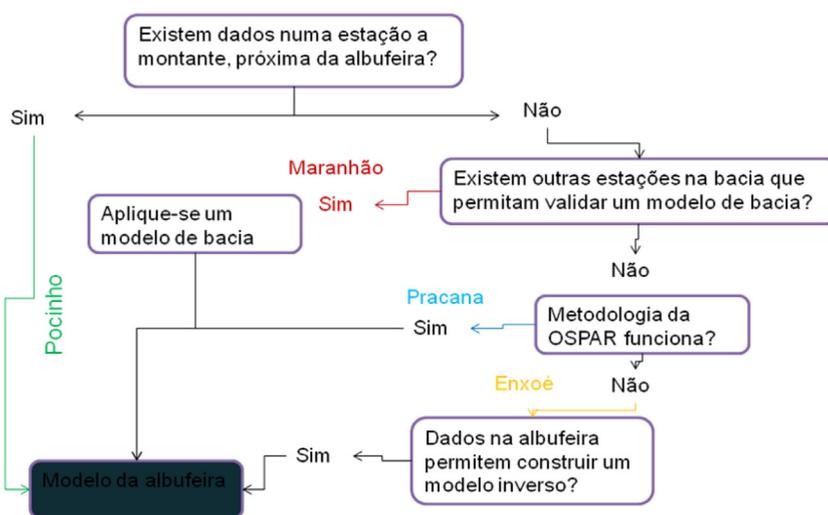


Figura 2 – Esquema representativo do sistema de determinação das cargas afluentes a uma albufeira. Indica-se um exemplo em que cada um dos métodos funcionou, permitindo obter resultados satisfatórios.

4. CASOS DE ESTUDO

São apresentados dois casos contrastantes: a albufeira do Pocinho, no rio Douro, e a albufeira do Enxoé, na bacia hidrográfica do Guadiana. São contrastantes em termos de clima, mas para além disso as albufeiras localizam-se em cursos de água com características completamente diferentes. No caso do Pocinho estamos a falar do rio Douro, um dos maiores rios da Península Ibérica. Já no caso do Enxoé o curso de água que alimenta a albufeira é a Ribeira do Enxoé. Trata-se de um curso de água com um caudal muito baixo (quase nulo no Verão). As próprias albufeiras têm características muito diferentes, começando logo pelo tipo de aproveitamento. O Pocinho, destina-se à produção de electricidade e é uma barragem de fio de água. O Enxoé destina-se à produção de água para consumo humano e a albufeira funciona essencialmente como um reservatório.

A albufeira do Pocinho no rio Douro e respectiva bacia hidrográfica foi considerada uma zona sensível, de acordo com o que é estabelecido no Anexo II-A da Directiva 91/271/CEE. Na sequência da designação foi elaborado o presente estudo.

Foram analisados os dados disponíveis que permitem não só caracterizar a albufeira do Pocinho mas também as aflúncias à referida albufeira. Determinaram-se as cargas externas de nutrientes com base nos

caudais afluentes e nas concentrações de azoto e fósforo medidas na estação de monitorização de Barca D'Alva. Os valores médios estimados para os anos de 2001 e 2004 foram: 2002 ton P/ano e 30421 ton N/ano, respectivamente. Verificou-se que as cargas de azoto e fósforo estão muito bem correlacionadas com o caudal afluente como seria de esperar.

Os dados relativos à qualidade da água, medidos na estação de monitorização de Pocinho, permitem classificar a albufeira como eutrofizada pelo critério do fósforo total. A média geométrica das concentrações deste parâmetro é, com base nos dados de 2001 a 2004, de 47 µg/l. O valor máximo permitido pela legislação é 35 µg/l. Uma conclusão semelhante é obtida, relativamente ao nível trófico, a partir da aplicação dos índices de Estado de Trófico definidos em Carlson (1977). Os índices permitem ainda concluir que o fósforo nunca é limitante na albufeira e que a turbidez é dominada pelas cianobactérias durante o Verão e pelos sedimentos em suspensão no Inverno. A análise dos dados permite ainda concluir que as médias geométrica e aritmética da concentração de fósforo total diminuem de montante para jusante no troço do Douro Internacional (ver Quadro 1). Isto significa que a carga de fósforo tem origem, essencialmente da cascata de albufeiras, a montante e demonstra ainda a capacidade das albufeiras para armazenar fósforo, possivelmente nos sedimentos.

Quadro 1 - Médias aritmética e geométrica das concentrações de fósforo e clorofila-a em várias albufeiras do rio Douro localizadas a montante do Pocinho. Os dados referem-se ao ano de 2002 para todas as albufeiras excepto Picote e Bemposta em que se referem ao período 1995-2000. Para estas duas albufeiras não existem dados suficientes sobre a concentração de fósforo total.

	Fósforo Total µg/l (média aritmética)	Fósforo Total µg/l (média geométrica)	Clorofila-a µg/l (média aritmética)	Clorofila-a µg/l (média geométrica)
Villacampo	233	203	30.2	27.3
Miranda do Douro	165	154	31.1	13
Picote	-	-	12.1	6
Bemposta	-	-	10.2	4.2
Aldeadavilla	142	136	12.1	10.6
Saucelle	124	118	9.6	8.6
Pocinho	60	33	9.9	5.4

A análise dos dados revela também outros sintomas de eutrofização, como seja a ocorrência de blooms de cianobactérias em anos relativamente secos. Foi aplicada uma versão do modelo CE-QUAL-W2 modificada para permitir a correcta simulação das trocas de fósforo entre a coluna de água e os sedimentos. Os resultados obtidos para a albufeira do Pocinho resumiram-se no Quadro 2. Quer as médias geométricas quer as médias aritméticas calculadas com o modelo, mostram uma

concordância muito razoável com os dados (ver Quadro 3). A concordância é reforçada com o cálculo dos erros entre o modelo e os dados. A qualidade dos resultados obtidos para a albufeira do Pocinho, mostra que existindo uma boa condição de fronteira, a simulação dos processos que ocorrem na albufeira é relativamente simples.

Avalidação do modelo foi assim conseguida com bastante sucesso, como demonstram as estatísticas dos erros.

Foi possível concluir que os blooms de cianobactérias parecem favorecidos em anos relativamente secos.

As trocas de fósforo entre os sedimentos e a coluna de água foram avaliadas também com base nos resultados do modelo. Conclui-se que para o total dos 4 anos simulados a albufeira constitui um poço de fósforo, i. e., a albufeira perde fósforo para os sedimentos. No entanto, em anos específicos como o de 2002 isso não acontece. Nesse caso, o fluxo foi de 56 ton/ano no sentido da coluna de água (6.5% da carga externa total desse ano).

Como de uma forma geral a carga interna de nutrientes não deve ser muito significativa, é de esperar que a albufeira responda muito rapidamente a qualquer redução da carga externa.

A albufeira do Enxoé localiza-se na margem esquerda do Guadiana. Nesta albufeira os problemas de qualidade transformam-se em problemas de escassez de água durante o Verão, visto que a albufeira foi construída com o fim de fornecer água para consumo humano. Após 2001, tem sido frequente que os blooms de cianobactérias impeçam a produção de água com este fim.

As médias geométricas dos nutrientes, observadas no Enxoé entre 1998 e 2006, mostram um aumento significativo de fosfato e fósforo total após as cheias de Dezembro de 2000. Tal não se observa nos nitratos. Em consequência disso, observa-se uma redução significativa da razão N:P que em geral conduz a um aumento da ocorrência de cianobactérias – porque estas competem melhor pelo azoto. Havens *et al.* (2003), utilizando apenas formas inorgânicas de azoto e fósforo, estabeleceram que para razões N:P inferiores a 10:1 as cianobactérias tornam-se no grupo dominante. Ora os dados mostram claramente que a razão N:P após 2000 desceu claramente abaixo de 10:1 e assim permaneceu nos anos seguintes. Só após 2002 se verificou um aumento significativo da abundância de cianobactérias embora a concentração de fósforo tenha aumentado logo em 2001. As abundâncias relativas de cianobactérias após 2002 são da ordem de 100%. Isto significa não só que as cianobactérias são o grupo dominante como o são durante todo o ano, o que está muito longe do padrão típico em lagos sob climas temperados. Este comportamento é muito diferente do que se observa nas albufeiras a Norte.

Uma boa indicação de que as albufeiras do Sul têm um comportamento diferente sai da análise multivariada do Índice de Estado Trófico (ver Figura 3). Enquanto a Norte se distingue perfeitamente o período de Verão, em que o decaimento da luz é essencialmente dominado pela presença de cianobactérias, do período de Inverno, em que esse decaimento está relacionado com a presença de material em suspensão na água; a Sul isso não acontece. Por exemplo, na albufeira do Enxoé o decaimento está

sempre relacionado com a presença de cianobactérias o que se torna evidente na análise multivariada onde a biomassa estimada a partir da profundidade do disco de Secchi excede sempre a biomassa estimada a partir da clorofila-a (para mais detalhes sobre o significado ver o artigo de Carlson, 1977). Aparentemente isto tem muito a ver com o regime dos rios. A Sul é frequente os rios estarem secos durante uma parte do ano. Em alguns anos o runoff é reduzido durante todo o ano. Isso significaria que em muitos anos as cargas de nutrientes produzidas na bacia não são transportadas para a albufeira. Isso acontece apenas nalguns anos particulares como foi o caso de 2000/2001. As cheias de Dezembro de 2000 terão transportado para a albufeira enormes quantidades de matéria orgânica e nutrientes que se teriam acumulado na bacia nos anos anteriores. Este modelo conceptual pode ser confirmado por um modelo matemático aplicado à albufeira. Mas neste caso, essa aplicação tem algumas dificuldades adicionais. A não existência de quaisquer dados na bacia, nem de qualidade nem de quantidade, obriga à aplicação de um qualquer modelo que permita estimar as cargas poluentes afluentes à albufeira. Uma possibilidade é fazer esta estimativa com base na metodologia proposta pela OSPAR. Outra hipótese é utilizar um modelo de bacia (e. g. SWAT). Nenhuma destas possibilidades funcionou no caso do Enxoé porque não permite uma boa representação da condição de fronteira. Duma forma geral, estas abordagens sobrestimam as cargas em anos secos e subestimam-nas em anos húmidos. A solução para encontrar uma boa estimativa das cargas produzidas na bacia do Enxoé passou pela elaboração e implementação do modelo inverso descrito, i. e., de um modelo que a partir dos dados existentes na albufeira permite estimar o que está a ser transportado pelo rio. A implementação do modelo inverso descrito nas secções anteriores com o objectivo de produzir uma condição de fronteira compatível com o estado da albufeira conduziu ao uso desses resultados como estação de monitorização virtual que serviu para calibrar o modelo de bacia. Uma vez calibrado o modelo de bacia (ver Figura 4), os seus resultados foram utilizados como condição de fronteira do modelo da albufeira.

Os resultados obtidos mostram claramente as melhorias que se obtêm quando se aplicam as condições de fronteira calibradas para os resultados do modelo inverso. Em particular a melhoria conseguida na simulação da biomassa de cianobactérias é notável (ver Figura 5). De facto, os resultados mostram que a simulação em que se consideram as condições geradas pelo modelo inverso têm uma concordância quase absoluta com os dados. Tal não acontece com a simulação em que o modelo de bacia não tem em consideração os resultados produzidos pelo modelo inverso.

Quadro 2 – Comparação entre os resultados obtidos com o modelo e os dados na albufeira do Pocinho.

Parâmetro	Média Aritmética	Média Geométrica
	Modelo (dados entre 2001 a 2004)	Modelo (dados entre 2001 a 2004)
NH4	0.1 (0.08)	0.08 (0.058)
NO3	6.3 (5.2)	4.4 (3.8)
P205	0.11 (0.12)	0.08 (0.11)
Ptotal	0.11 (0.08)	0.05 (0.047)
Chl-a	9.7 (10)	4.25 (4.3)

Quadro 3 – Erro médio absoluto e desvio médio quadrático (RMSE) entre o modelo e as observações. Para avaliar a qualidade do resultado mostra-se o RMSE obtido numa aplicação do CE-QUAL-W2 ao rio Tualatin.

Parâmetro	Erro Médio Absoluto	RMSE	RMSE (Rio Tualatin, 1991) – Aplicação realizada pelo USGS.
Temperatura	0.79 °C	1.11 °C	0.7 °C
Clorofila – a	5.1 mg/l	8.5 mg/l	13 mg/
Ortofosfato	0.03 mg/l	0.05 mg/l	0.04 mg/l
Nitrato	2.08 mg/l	2.62 mg/l	3,21 mg/l
Azoto Amoniacal	0.04 mg/l	0.08 mg/l	0.04 mg/l

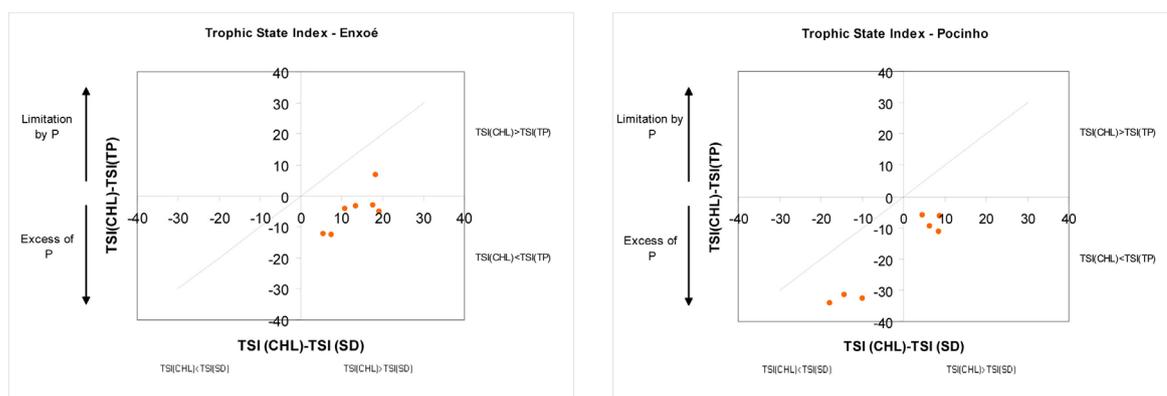


Figura 3 – Análise multivariada do índice do Estado Trófico de Carlson para as albufeiras do Enxoe e do Pocinho.

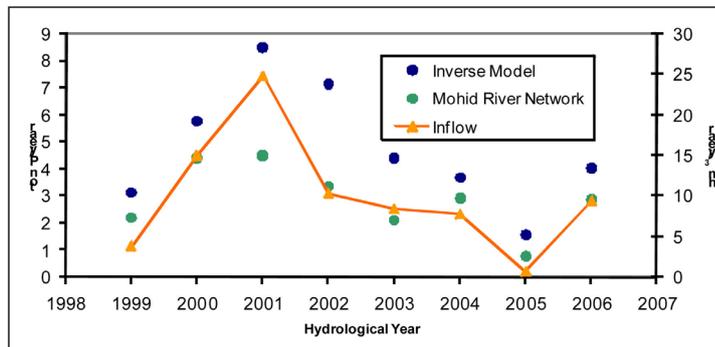


Figura 4 – Caudais afluentes à albufeira do Enxóé calculados com o modelo de bacia (linha laranja) e carga de fósforo afluente calculada com o modelo de bacia: a verde os resultados do modelo de bacia sem calibração; a azul os resultados do modelo de bacia com a calibração através do modelo inverso.

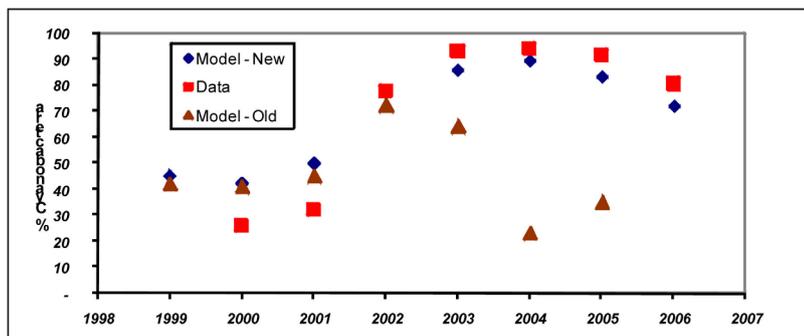


Figura 5 – Média geométrica anual da percentagem de cianobactérias na população de algas da albufeira.

5. CONCLUSÕES

Foi desenvolvida uma metodologia capaz de permitir a simulação da evolução de uma albufeira em condições diversas, nomeadamente no que diz respeito aos dados disponíveis e ao tipo de bacia hidrográfica em questão.

A metodologia foi testada com êxito em diversas albufeiras (nomeadamente Pracana, Vale do Gaio, Maranhão, Pocinho e Enxóé). No presente trabalho mostram-se resultados para duas albufeiras em ambientes diversos e com quantidades de dados disponíveis muito diferentes: Pocinho no rio Douro e Enxóé no Guadiana. A qualidade dos resultados obtidos em cada albufeira reflecte a disponibilidade dos dados: Os resultados para o Pocinho são melhores do que para o Enxóé em termos absolutos. No entanto a metodologia desenvolvida, em particular o modelo inverso, permite melhorar significativamente os resultados.

BIBLIOGRAFIA

- BORGVANG, S-A. e SELVIK, J.S., 2000. Development of HARP Guidelines – Harmonised Quantification and Reporting Procedure for Nutrients. SFT Report 1759/2000. ISBN 82-7655-401-6. 179 pp.
- CARLSON, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Vol 22 (2): 361-369
- HAVENS, K., R. THOMAS JAMES, T. EAST AND VAL H. SMITH, 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Env. Pollution*, Vol 122: 379-390

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS EM RIOS DE MONTANHA: UM CASO DE ESTUDO NO NORTE DE PORTUGAL

SEDIMENT QUALITY ASSESSMENT IN MOUNTAINOUS RIVER BASINS: A CASE STUDY IN NORTHERN PORTUGAL

Anabela Reis

Assistente, UTAD e Centro de Geofísica da UC // Departamento de Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real // anarreis@utad.pt

Andrew Parker

Department of Soil Science, University of Reading // Reading RG6 6DW, UK // a.parker@reading.ac.uk

Ana Alençõo

Prof. Associada, UTAD e Centro de Geofísica da UC // Departamento de Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real // alencoao@utad.pt

RESUMO: Com a implementação da Directiva Quadro da Água na Europa (DQA) a questão da gestão integrada de sedimentos fluviais adquire relevância, embora actualmente não exista legislação na UE dedicada à gestão da quantidade ou qualidade de sedimentos à escala da bacia hidrográfica. Ainda que não estejam explicitamente enquadrados na DQA, os sedimentos são um componente essencial na gestão do ambiente aquático. Neste artigo é feito um breve enquadramento do estudo dos sedimentos enquanto componente relevante do sistema fluvial, e também no contexto da implementação da DQA na Europa, com referência às principais questões que surgiram neste âmbito em termos de gestão sustentada de sedimentos. Paralelamente, é apresentado um estudo sobre a qualidade de sedimentos do rio Corgo, que drena uma pequena bacia de montanha, integrada na bacia hidrográfica internacional do Rio Douro. Os resultados evidenciam a relevância do estudo dos sedimentos em termos de qualidade dos ambientes fluviais e constituem um contributo para o conhecimento da Bacia do Rio Douro, onde existem poucos estudos integrados sobre a dinâmica de sedimentos e poluentes associados.

Palavras-chave: sedimentos fluviais, qualidade da água, monitorização, metais, DQA.

ABSTRACT: In the implementation of the European Water Framework Directive (WFD) in Europe the matter of integrated sediment management has a certain relevance, but at present there is no dedicated legislation at the EU level for managing the quantity or quality of sediment at the river-basin scale. Although sediment does not feature explicitly within the WFD, it is an essential component in the management of the aquatic environment. This paper presents an outline of the study of sediments as a relevant component of the fluvial system, as well as in the context of the WFD implementation in the Europe, with emphasis in recent addressed key issues regarding the sustainable sediment management. The paper also presents a study on sediment quality of the River Corgo, which drains a mountainous meso-scale catchment, located in the trans-boundary Douro basin. The achieved results highlight the relevance of the study of sediments when assessing the quality of the fluvial environments and are a contribute to the knowledge of the River Douro basin, where the studies about the sediments and associated pollutants are scarce.

Keywords: fluvial sediments, water quality, monitoring, metals, WFD.

1. INTRODUÇÃO

A compreensão do comportamento (mobilidade e biodisponibilidade) de contaminantes orgânicos e metais em sistemas fluviais vem adquirindo uma importância crescente. À escala da bacia hidrográfica, este problema envolve o estudo das interações entre os sistemas aquático e sedimentar. No entanto, a dinâmica sedimentos-poluentes associados e respectiva qualidade da água em rios de montanha, que drenam maciços de rochas cristalinas e em clima temperado, é ainda pouco compreendida. Os rios de montanha desempenham um papel importante no transporte de sedimentos, pois possuem uma menor capacidade de armazenamento e uma resposta rápida a picos de precipitação, transportando cargas sedimentares significativas e respectivos poluentes associados, em períodos de tempo reduzidos. Os sedimentos são componentes fundamentais do ambiente fluvial, providenciando nutrientes para os organismos vivos e actuando como depósito para muitos contaminantes de origem antrópica (figura 1), devido às suas características físicas e químicas.

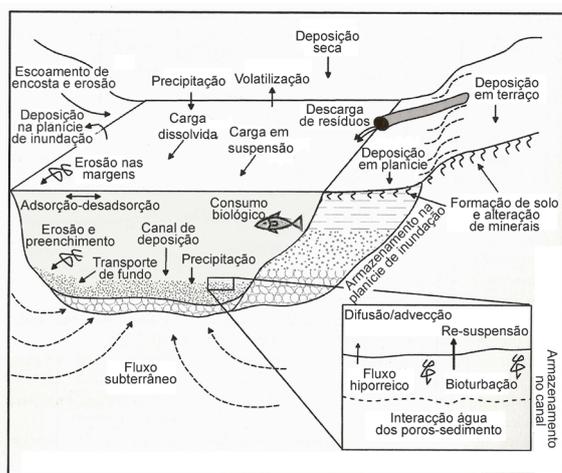


Figura 1 - Modelo conceptual das interações sedimento – água em cursos de água (adaptado de Miller e Miller, 2007).

Nos últimos anos, a ligação entre dinâmica de sedimentos e ecologia dos sistemas aquáticos tem sido evidenciada em vários estudos, tanto em relação à

influência da quantidade e composição dos sedimentos nas associações bióticas dos rios (e.g. Burcher e Benfield, 2006), como à influência da vegetação na deposição de sedimentos (e.g. Cotton, 2006). A figura 2 ilustra algumas das zonas ecológicas associadas a sedimentos, à escala de um pequeno curso de água, neste caso com leito irregular. As variações na estrutura e tamanho do grão dos sedimentos providenciam habitats importantes para diferentes comunidades aquáticas. A variação de habitats sedimentares a diferentes escalas espaciais é importante para manter a biodiversidade, providenciando condições adequadas para desova, abrigo, fonte de alimento, etc.

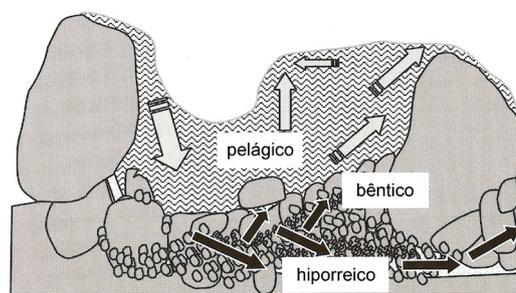


Figura 2 - Zonas ecológicas (ambiente pelágico, benthico, hiporreico) num leito de base irregular. As setas a cinzento indicam o fluxo de água geral acima do leito e as setas a preto indicam o fluxo potencial através do substrato (adaptado de Owens, 2008).

Estima-se que, a nível mundial, sejam transportados anualmente cerca de 15 a 18x10⁹ toneladas de sedimentos em suspensão para o oceano (e.g. Walling e Fang, 2003). Na Europa, este valor é estimado em cerca de 714x10⁶ t ano⁻¹ (Owens, 2005) (figura 3). O transporte de sedimentos ocorre, regra geral, espasmodicamente, sendo este efeito mais acentuado em rios de menor dimensão, e especialmente em bacias de montanha que, como já referido, possuem uma menor capacidade de armazenamento e uma resposta a picos de precipitação mais rápida, transportando cargas sedimentares significativas em períodos de tempo reduzidos. A falta de monitorização nestes rios implica que seja insuficientemente entendido o seu impacto nas cargas anuais transportadas para o oceano.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Junho de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Outubro de 2009. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 31, Nº 1, 87-97, Março de 2010. © APRH, ISSN 0870-1741

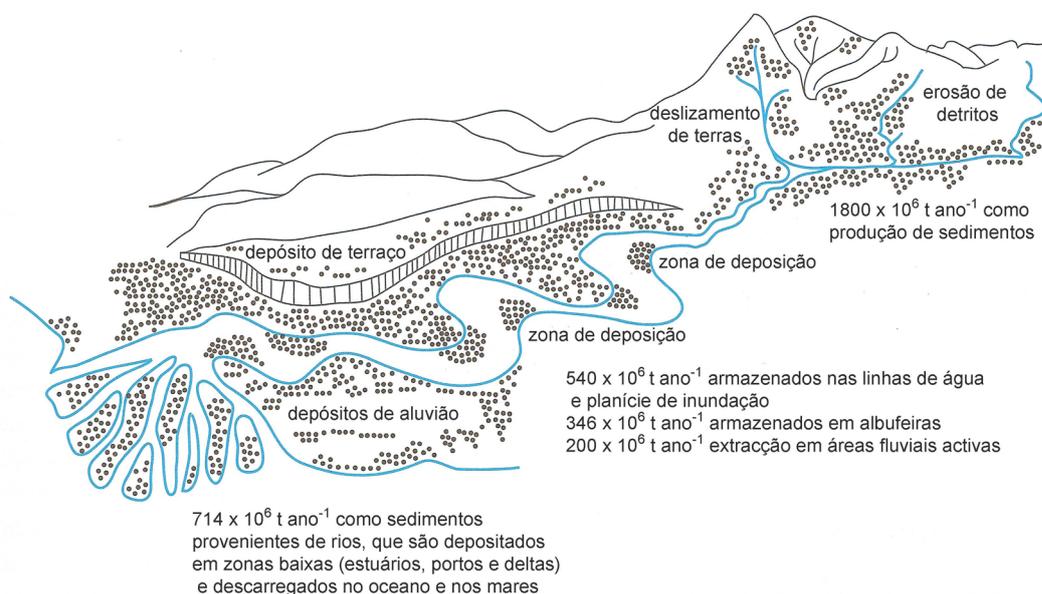


Figura 3 - Modelo conceptual do transporte de sedimentos para a Europa à escala da bacia hidrográfica [adaptado de Owens, 2005].

Neste trabalho é abordada de forma sintética a temática do estudo dos sedimentos fluviais no contexto da implementação da Directiva Quadro da Água (DQA) na Europa e em Portugal. Neste âmbito, para ilustrar o impacte potencial que a qualidade dos sedimentos pode ter no ambiente fluvial, são apresentados resultados acerca de um estudo numa pequena bacia rural de montanha – a do rio Corgo - integrada na bacia do Douro, para os metais (Cd, Ni, Pb) que estão incluídos na lista de substâncias prioritárias [Decisão 2455/2001/EC]. Para se ter uma ideia da ocorrência de teores destes metais nos sedimentos e na coluna de água suprajacente, no momento da colheita, são referidos os resultados de amostras de água apresentados noutra estudo. Pretende-se contribuir para um melhor conhecimento sobre a dinâmica de sedimentos e poluentes associados à escala da bacia hidrográfica, dado que em Portugal existem poucos estudos integrados, em especial na Bacia do Rio Douro.

2. ENQUADRAMENTO LEGAL

Na Europa, a DQA introduziu a gestão integrada da água à escala da bacia hidrográfica. Um dos princípios relevantes no âmbito da sua aplicação é a gestão

integrada das águas e dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados, com o objectivo de ser alcançado um bom estado ecológico e químico das águas de superfície até 2015. A necessidade de considerar o impacte dos sedimentos na qualidade ambiental está implícita na DQA, mas no texto são feitas apenas breves referências explícitas, nomeadamente no artigo 16 [7] da Directiva, em que é referido: "A Comissão submeterá propostas para padrões de qualidade aplicáveis às concentrações das substâncias prioritárias em águas superficiais, sedimentos e biota". Neste âmbito, o Grupo Especializado em Análise e Monitorização de Substâncias Prioritárias da União Europeia (AMPS), já sugeriu, num documento recente da EU, o desenvolvimento de directrizes para a monitorização de contaminantes em sedimentos, indicando que há uma clara necessidade de desenvolvimento de orientação diagnóstica e técnica para a monitorização de sedimentos [Barcelo e Petrovic, 2007]. Estas directrizes deverão constituir um suporte na implementação da DQA pelos Estados Membros, estando prevista uma "directiva-filha" com os aspectos de monitorização e análise de sedimentos.

No contexto da implementação da DQA na União Europeia, o estudo e gestão sustentada dos sedimentos

fluviais tem sido o objectivo estratégico da SedNet - European Sediment Research Network - cujas actividades se iniciaram em 2002, incluída e financiada no âmbito do Programa Comunitário Energia, Ambiente e Desenvolvimento Sustentado (EESD). Cientistas europeus, entidades gestoras de sedimentos e responsáveis pelo desenvolvimento e implementação de legislação relacionada com sedimentos têm vindo a desenvolver estudos, dos quais têm resultado recomendações, sobre a monitorização de sedimentos, endereçadas à CE e à AMPS, no âmbito da aplicação da legislação sobre a água (SedNet, 2004).

No âmbito dos trabalhos desenvolvidos pela SedNet, foram apresentados e discutidos aspectos relacionados com a gestão de sedimentos na parte portuguesa da bacia hidrográfica do rio Douro (SedNet, 2007). Em relação à qualidade dos sedimentos, apesar de este parâmetro não ser considerado uma prioridade, é assinalado o facto de haver necessidade de esta ser avaliada e de a monitorização de sedimentos - quantidade e qualidade - ser implementada num plano de gestão de sedimentos.

Com a reestruturação da rede nacional de monitorização dos recursos hídricos pelo Instituto da Água (INAG), iniciada na década de 90 e que contempla

a rede sedimentológica (Pimenta *et al.*, 1998), que nesta data se encontra operacional a sul do Rio Tejo, está prevista a disponibilização de informação sobre a quantidade e qualidade dos sedimentos transportados em suspensão e por arrastamento.

3. ÁREA DE ESTUDO

O rio Corgo nasce próximo de Vila Pouca de Aguiar, atravessa a cidade de Vila Real e desagua no Douro, na Régua (figura 4), sendo a extensão do seu percurso na área estudada da bacia cerca de 43 km. As altitudes variam entre 300 e 1400 m, o que representa uma inclinação média do leito de cerca de 2,5%. A inclinação média das vertentes varia entre 0 e 20%. As zonas mais aplanadas da bacia correspondem a dois vales com preenchimento de origem sedimentar, o Vale de Telões a norte e o Vale da Campeã a sudoeste. Respectivamente a sul e a este destes vales, o leito do rio desenvolve-se numa sucessão de troços encaixados e acidentados onde surgem intercaladas pequenas lagoas com fundo mais suave. A área de estudo, com cerca de 290 km², compreende a área drenada até à estação hidrométrica de Ermida, cuja localização coincide com a estação de amostragem 58, na extremidade sul do mapa apresentado na figura 5.

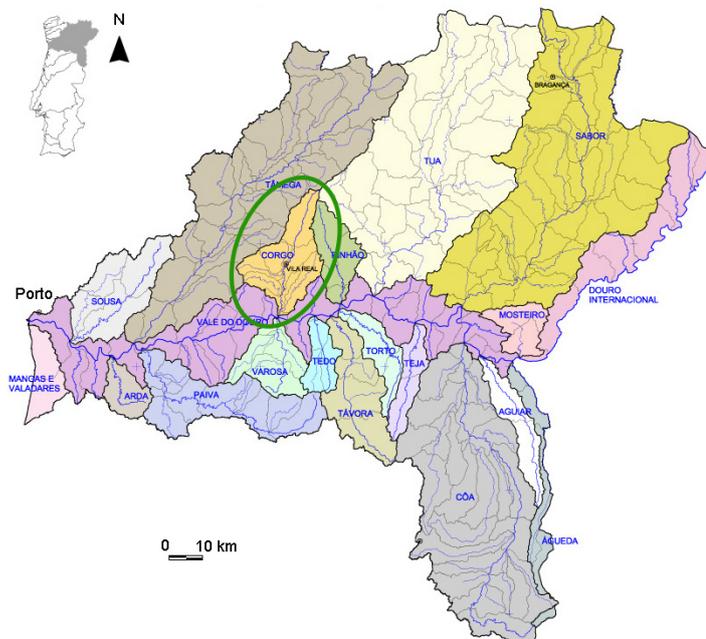


Figura 4 - Enquadramento da sub-bacia do rio Corgo na bacia hidrográfica do Rio Douro em Portugal (modificado de INAG, 2001).

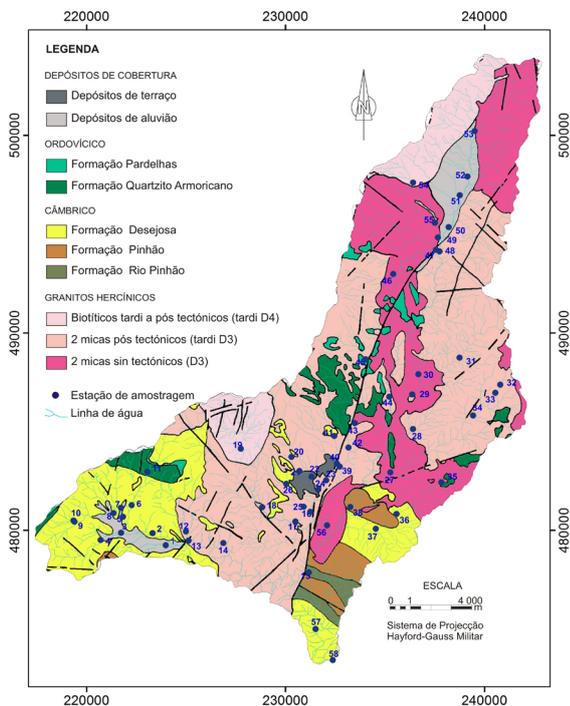


Figura 5 - Carta geológica da bacia do rio Corgo até à estação hidrométrica de Ermida (modificado de Carta Geológica de Portugal à escala 1:200 000 (Pereira, 2000)). As estações de amostragem estão também assinaladas; a localização da estação hidrométrica de Ermida coincide com a estação 58.

Sob o ponto de vista geológico (figura 5) afloram, na zona sul da bacia, metassedimentos do Paleozóico, sendo compostos essencialmente por uma alternância de filitos e grauvaques, que pertencem ao designado Complexo Xisto-Grauvaquico, mais especificamente ao Grupo do Douro, datado do Câmbrico (Sousa, 1982), representado pelas Formações Rio Pinhão, Pinhão e Desejosa. Assentando discordantemente sobre este conjunto, ocorre um conglomerado, ao qual se segue uma alternância de quartzitos e filitos, com níveis de ferro intercalados (Pereira, 1989), datados do Ordovícico e correspondendo às Formações Quartzito Armoricano e Pardelhas. Na zona central da bacia surgem pequenos retalhos das formações ordovícicas. Os níveis de ferro foram objecto de exploração mineira até 1979, nas Minas de Vila Cova (Neiva, 1946). Dispersos nos metassedimentos, que afloram no Vale da Campeã, ocorrem filões de quartzo mineralizados com sulfuretos de Cu, Pb e Zn (Neiva, 1951; Noronha

et al., 2003), que também foram explorados nas Minas da Facuca, na década de 70. Nas zonas centro e norte ocorrem granitos, que intruíram as rochas pré-existentes; os mais antigos, são granitos de duas micas, de grão fino a médio (Pereira, 1989; Gomes, 1989; Matos, 1991; Neiva e Gomes, 1991) e os mais recentes, são granitos biotíticos (Pereira, 1989, Martins, 1998). Localmente, as rochas cristalinas estão cobertas por depósitos do Quaternário, que atingem maior expressão nos vales de Telões (Lourenço, 1997), da Campeã, e ainda na bacia de Vila Real (Baptista, 1998). As depressões de Telões e de Vila Real estão associadas à falha de Vila Real (Gutiérrez Claverol *et al.* 1987), uma mega-estrutura com direcção aproximada N-S.

A ocupação e uso do solo é predominantemente agropecuária, com núcleos urbanos e manchas florestais (Figura 6).

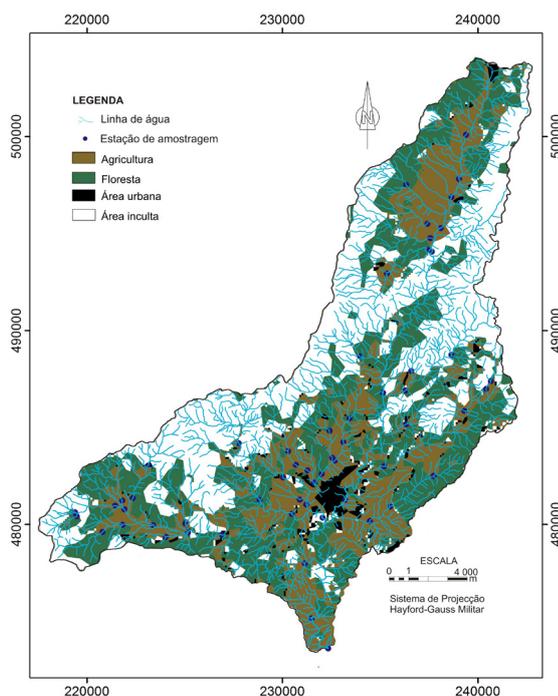


Figura 6 - Carta de ocupação e uso do solo da bacia do Rio Corgo até à estação hidrométrica de Ermida, com representação da rede de drenagem e estações de amostragem (modificado de Alençõa & Pacheco, 2006).

4. DADOS E METODOLOGIA

Os dados aqui apresentados resultam de 2 campanhas de amostragem: uma efectuada no final do período húmido (PH), em Abril, e outra no final do período seco (PS), em Setembro de 2004. O ano hidrológico de 2003/2004 caracterizou-se por um período chuvoso, de Outubro a Abril, e um período seco de Junho a Setembro (segundo dados do SNIRH, 2009). Na amostragem tentou-se obter um espectro representativo das condições após escoamento em caudal elevado e baixo.

A amostragem de sedimentos foi feita em 58 estações distribuídas na rede de drenagem do rio Corgo, de modo a abranger um amplo conjunto de ambientes geológicos e as diversas ocupações e uso de solo, considerando-se também a importância da confluência dos tributários. A amostragem incidiu na recolha dos sedimentos recentes mais finos depositados no leito do rio. Para obter uma representação o mais fiel possível, foram colhidos, manualmente, entre 1 e 3kg de amostra na camada mais superficial dos sedimentos (aproximadamente os 2 cm abaixo da interface água – sedimento). As amostras foram armazenadas em sacos de plástico, devidamente fechados e identificados, e mantidas a uma temperatura de 4 °C durante o transporte para o laboratório.

A separação da fracção granulométrica <63 µm foi feita por via húmida, para minimizar os efeitos de dimensão de grão e apresentar os resultados numa base de dimensão normalizada (Förstner, 2004), e também por esta fracção ser a mais activa do ponto de vista químico e a que mais facilmente entra em transporte, apresentando assim uma composição semelhante à dos sedimentos transportados em suspensão (Horowitz e Elrick, 1988).

A determinação dos teores e a identificação das principais fases-suporte dos metais foram feitas de acordo com o método de extracção química sequencial BCR modificado (aceite como método de referência europeu para amostras de sedimentos) (Rauret *et al.*, 1999). Este método faz a separação química de três fases (tabela 1), operacionalmente definidas como: solúvel - metais de troca e metais ligados a carbonatos; redutível - metais ligados a óxidos de Fe e Mn; oxidável - metais ligados a matéria orgânica e sulfuretos. Neste estudo, a soma das concentrações obtidas nestas 3 fases é considerada como fracção potencialmente disponível. A fracção residual – metais associados à estrutura cristalina dos minerais - foi obtida no final por decomposição com *aqua regia*.

Tabela 1 - Metodologia BCR de extracção sequencial utilizada nos sedimentos fluviais da bacia do rio Corgo.

Procedimento de extracção	Fase geoquímica libertada (operacionalmente definida)
1. Lavagem com 20 ml de ácido acético (0,11 mol/dm ³), durante 16 horas	Trocável + Carbonatada
2. Lavagem com 20 ml de uma solução de hidrocloreto de hidroxilamina (0,5 mol/ dm ³) acidificada a pH 2 com HNO ₃ , durante 16 horas	Óxidos e hidróxidos de ferro e manganês
3. Lavagem com 10 ml de peróxido de hidrogénio (8,8 mol/ dm ³) em banho de água a 85°C. Lavagem posterior com uma solução de acetato de amónio (1 mol/ dm ³), durante 16 horas	Orgânica
4. Decomposição com HCl + HNO ₃	Residual

As concentrações dos elementos estudados foram determinadas por ICP-AES, nos extractos obtidos pela extracção sequencial. Em cada sequência analítica foram utilizadas réplicas e amostras laboratoriais de material de referência. Nas amostras de água, os teores de metais foram obtidos por ICP-AES (CFN). A precisão dos resultados analíticos é de 5% e os índices de fiabilidade de 84% a 99%.

5. DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Os resultados relativos aos teores de Cd, Ni e Pb nas fracções residual e potencialmente disponível (fracção mais móvel) para o final do PH e do PS, são apresentados na tabela 2. No sentido de conhecer a concentração destes metais na água fluvial, no momento da colheita dos sedimentos, são também apresentados na tabela os resultados relativos às amostras de água.

Tabela 2 - Variação dos teores de Cd, Ni e Pb nos sedimentos ($\mu\text{g}/\text{kg}$), fracção < 63 μm , e na água fluvial ($\mu\text{g}/\text{L}$) do rio Corgo, em final do período húmido (PH) e em final do período seco (PS).

			Cd	Ni	Pb
Sedimentos fluviais	Fracção Residual	PH	0 - 1.3	0 - 30.5	0 - 41.7
		PS	0 - 0.73	0 - 31.5	0 - 43.0
	Fracção potencialmente disponível	PH	0 - 27.9	0 - 11.4	2.6 - 86.6
		PS	0 - 1.8	0 - 7.3	0 - 118.6
Sedimentos em suspensão ^a			1	90	150
Xisto argiloso ^b			0.22	68	20
Arenito ^c			0.05	9	10
Granitóides			10 - 30	39 - 60	15 - 19
Água fluvial		PH	0 - 0.3	0 - 6	0 - 1.81
		PS	0 - 1.7	0 - 47.3	0 - 4.6
Decreto Lei nº236/98	VMR		1	-	-
	VMA		5	-	50
Águas superficiais não poluídas ^d			1 - 10	2.7 - 10	1 - 50

[a Martin e Meybeck, 1979; b Turekian e Wedpohl, 1961; c Bowen, 1979] in Salomons e Forstner (1995); d Hem (1985)

O Decreto-lei 236/98 fixa o Valor Máximo Recomendável (VMR) e o Valor Máximo Admissível (VMA) para parâmetros físico-químicos e biológicos relativos à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano e também destinadas a rega. Na tabela 2 indicam-se os VMR e VMA para os metais em discussão, tomando como referência os valores fixos para as águas superficiais destinadas ao consumo humano, uma vez que são os valores menores constantes do decreto-lei referido. Para o Ni a legislação apenas indica o valor de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$, nos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais.

Tomando como referência os valores especificados neste decreto-lei, os teores de Cd e Pb apresentam nos sedimentos, na fracção potencialmente disponível, valores superiores, na perspectiva de hipoteticamente as concentrações nos sedimentos serem transferidas para a coluna de água, caso ocorram modificações favoráveis nos parâmetros físico-químicos da água fluvial. O Ni apresenta teores inferiores ao definido nos objectivos ambientais. Note-se que, com excepção do Ni no final de PS, os teores destes elementos na água são significativamente inferiores aos obtidos para os sedimentos, como é frequente, dada a afinidade destes metais com a fracção sedimentar.

Tomando como referência os valores apresentados em bibliografia para sedimentos e água de rios não

poluídos (indicados na tabela 2), as concentrações de Cd e Pb são mais elevadas na maioria das amostras; os teores de Ni são superiores em apenas algumas amostras. A presença de valores anómalos é mais significativa na amostragem do PS.

A distribuição espacial e temporal dos teores dos metais nos sedimentos, na fracção potencialmente disponível, na área da bacia (figura 7) sugerem que a sua variação está relacionada com o uso do solo (essencialmente as actividades agrícolas e urbanas), com a geologia (alteração de granitos e xistos) e a erosão do solo no Inverno.

O Cd e Pb apresentam teores comparativamente mais elevados na fracção potencialmente disponível (tabela 2). A análise da figura 7 indica que na amostragem de PS, estes metais ocorrem preferencialmente em estações que drenam áreas onde os núcleos urbanos se intercalam com pequenos campos agrícolas (nas zonas mais a norte, central e sudoeste da bacia). Na amostragem de PH os teores mais elevados de Cd estão geralmente associados a amostras recolhidas nas estações localizadas nas zonas de cabeceira, onde a influência antrópica é reduzida.

Comparativamente, o Ni apresenta teores mais elevados na fracção residual (tabela 2). A distribuição espacial da fracção potencialmente disponível (Figura 7) indica que os valores mais elevados ocorrem também nas amostras de estações que drenam áreas

em que os núcleos urbanos ocorrem intercalados com áreas agrícolas. Os teores são em geral mais elevados na amostragem de PH. Os teores de Ni são em geral mais elevados na zona sul da bacia, onde afloram as rochas metamórficas e os granitos, com teores de Ni mais elevados na sua composição (Pereira, 1987).

A distribuição espacial e temporal dos teores nas amostras de água, apresentados em Reis *et al.* (2008), permitem verificar que o Cd apresenta teores geralmente mais elevados em PH; em PS, os teores são mais baixos, mas com valores anómalos superiores, mesmo em relação ao VMR, o que origina um intervalo de variação de valores maior. O Pb, pelo contrário, apresenta teores mais elevados em PS, com teores superiores em zonas de maior densidade populacional; em PH, os teores são muito baixos (aproximam-se de 0), com teores anómalos em apenas 8 amostras. O Ni surge com teores baixos em ambos os períodos, com valores anómalos mais elevados em PS.

Verifica-se que os teores anómalos registados nas amostras de sedimentos não têm, de um modo geral, correspondência com teores anómalos nas amostras de água. Nestas, os valores anómalos surgem na zona SW-S da bacia. Duas das amostras estudadas apresentam teores anómalos de Cd e Ni, e de Cd e Pb. Não tendo sido registados valores de pH acentuadamente baixos nestas amostras de água, estes teores, acima dos valores médios, atribuem-se a possíveis descargas locais de efluentes urbanos ou à litologia dominante, em áreas próximas, a montante.

Nos sedimentos, os valores anómalos não se podem relacionar com descargas localizadas, dada a mistura constante de material sedimentar que vai ocorrendo de montante para jusante, podendo no entanto corresponder a zonas de acumulação preferencial de material no leito, principalmente em condições de caudal mais baixo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não obstante as considerações tecidas se refiram a uma bacia que pode ser considerada como natural, sem indústria, quintas ou cidades de grande dimensão, as actividades urbanas diárias e as práticas agrícolas parecem induzir alguma alteração na qualidade do sistema aquático. A alteração das rochas também parece influenciar as concentrações de metais na água e nos sedimentos, dando origem a teores e valores anómalos mais elevados na zona SW-S da bacia.

A influência de actividades antrópicas no ambiente aquático sedimentar, traduz-se em geral num aumento de teores de metais nas formas mais disponíveis (Salomons e Förstner, 1995); os rios com menor grau de contaminação exibem, comparativamente, teores de metais mais elevados na fracção residual. A distribuição relativa de teores nas fracções residual e potencialmente disponível, e também nas duas

campanhas de amostragem, sugerem que os teores de Cd e Ni têm uma origem com influência natural, enquanto que os teores de Pb terão uma forte componente de origem antrópica.

Temporalmente, o Cd, Ni e Pb também apresentam comportamento diferenciado na fracção sedimentar, na forma potencialmente disponível: o Cd e Ni com teores mais elevados em PH; o Pb com teores mais elevados em PS. Aparentemente o Cd e o Ni parecem associar-se à fracção sedimentar mais grosseira, que no conjunto de sedimentos depositados no leito aumenta em relação à fracção mais fina, sendo esta mais facilmente transportada no PH. Em final de PS, a proporção da fracção mais fina depositada sofre um aumento relativo, o que implica a diminuição dos teores relativos. Acresce ainda o facto de durante o período das chuvas as partículas de solo serem arrastadas para o interior do leito fluvial, podendo transportar metais associados. O aumento relativo dos teores de Pb nas amostras de PS, sugere que este metal se liga preferencialmente à fracção mais fina, mesmo quando entra no sistema fluvial na forma dissolvida. Na água, a ocorrência de teores dos metais relativamente inferiores em final do PH, sugere diluição.

Os resultados apresentados demonstram a relevância do estudo da qualidade dos sedimentos para a avaliação da qualidade do ambiente aquático em sistemas fluviais, e previsão de alterações na sua qualidade química. As alterações pontuais das características físico-químicas podem não ser detectadas num programa de monitorização comum não contínua, ainda que regular.

Em termos de dinâmica de sedimentos-metais associados, é importante considerar a influência significativa do regime fluvial em bacias com as características morfológicas descritas. Na estação das chuvas, os sedimentos mais finos são mais facilmente arrastados para jusante, representando uma contribuição significativa para a carga de metais no rio Douro. Os teores registados relacionam-se com sedimentos recentes e não com sedimentos acumulados e sedimentados no leito do rio. Considera-se que a fracção sedimentar estará em trânsito na bacia estudada durante um intervalo de tempo relativamente curto.

Em termos de monitorização, os resultados indicam que a monitorização de sedimentos do leito fluvial dá uma indicação importante da dinâmica de sedimentos e contaminantes associados em rios de montanha. A amostragem em diferentes condições de caudal e o estudo da fracção potencialmente disponível são também importantes para avaliar o *input* antrópico. As amostras representativas de sedimentos em suspensão têm de ser recolhidas em períodos de caudal elevado, que ao longo do ano hidrológico se verificam em períodos temporais reduzidos. A amostragem contínua desta fracção apresenta, neste tipo de bacia, condicionalismos relacionados com a manutenção de equipamento no leito em períodos de caudal elevado ou em locais com o leito mais encaixado.

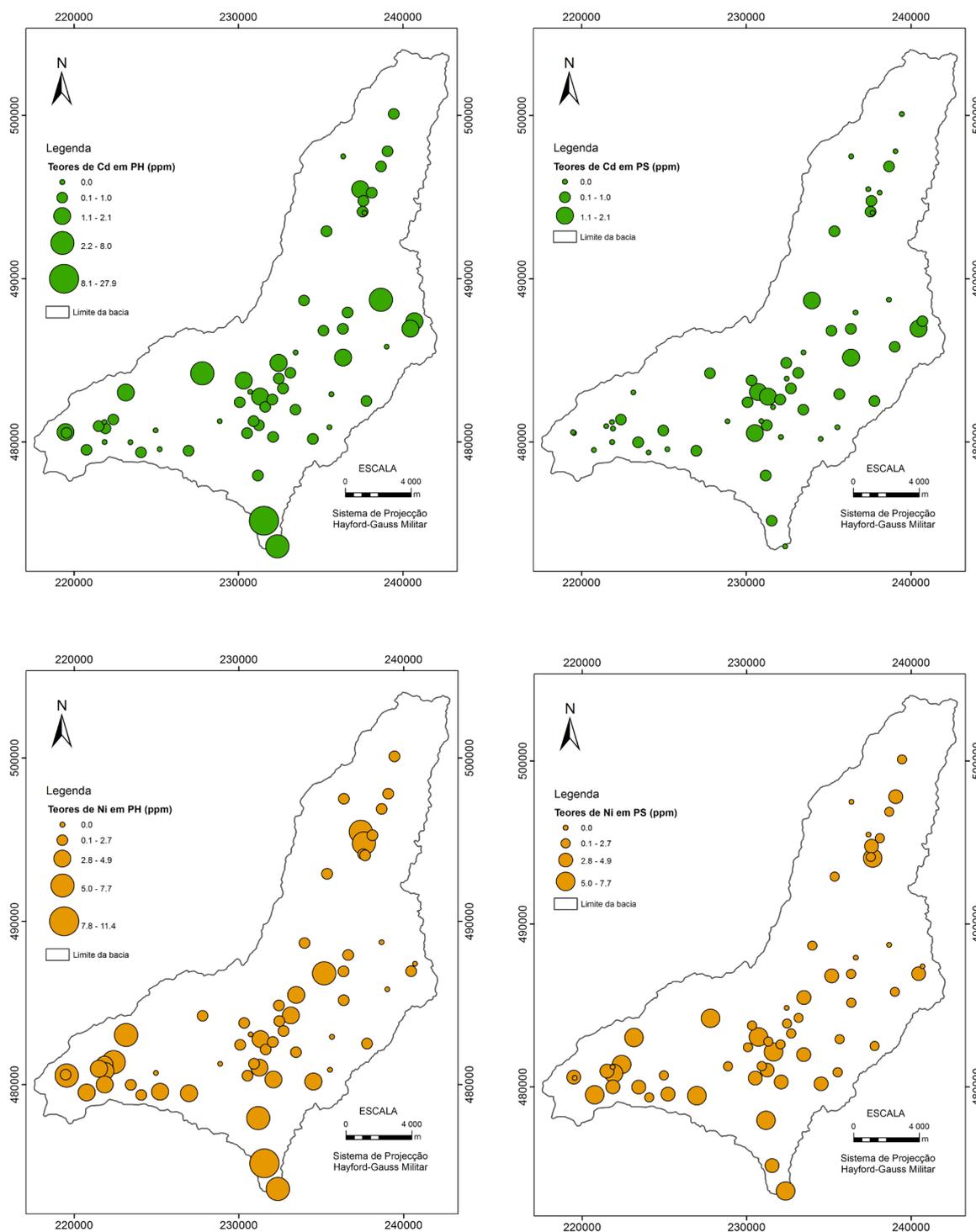


Figura 7 - Distribuição espacial do Cd, Ni e Pb, em período húmido e em período seco, na fracção potencialmente disponível dos sedimentos do rio Corgo.

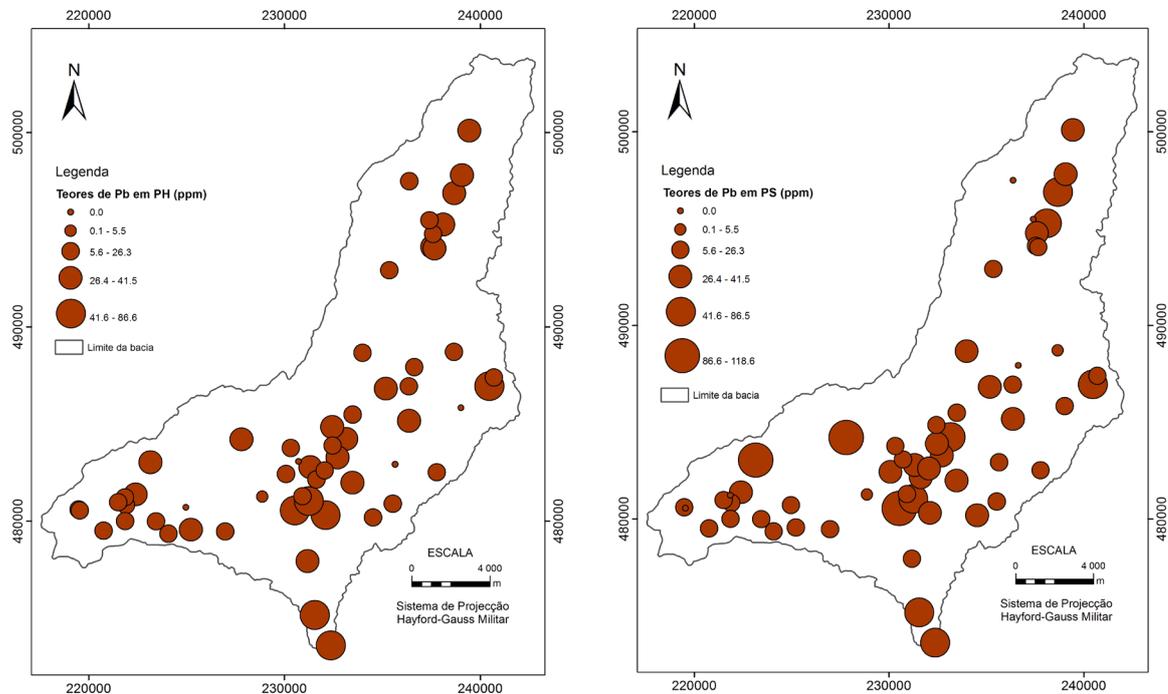


Figura 7 - Continuação.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece o apoio financeiro concedido pela Fundação Calouste Gulbenkian e Fundação para a Ciência e Tecnologia para os períodos de permanência na Universidade de Reading, UK, onde foi desenvolvido o trabalho em laboratório.

BIBLIOGRAFIA

ALENCOÃO, A. M. P.; PACHECO, F. A. L. (2006). Infiltration in the Corgo river basin (north of Portugal): coupling water balances with rainfall-runoff regressions on a monthly basis. *Hydrologic Sciences Journal* 51(6) p.989-1005.

BAPTISTA, J. (1998). Estudo neotectónico da Zona de Falha Penacova-Régua-Verin. Tese de Doutoramento (não publicada), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 346 p.

BARCELO, D.; PETROVIC, M. (2007). Soil protection, sediment monitoring and key recommendations. In *Sustainable management of sediment resources, Volume 2, Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants*. Eds. Damia Barceló and Mira Petrovic, Elsevier Publishers, Amsterdam, 311-322.

BURCHER, C. L.; BENFIELD, E.F. (2006). Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 356-369.

COTTON, J. A.; WARTHON, G.; BASS, J. A. B.; HEPPELL, C. M., WOTTON, R. S. (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, 77: 320-334.

FÖRSTNER, U. (2004). Traceability of sediment analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 23, No. 3.

GOMES, M. E. P. (1989). Geoquímica dos granitóides e seus minerais da região de Telões - Vilarinho da Samardã. Tese de Mestrado (não publicada), Universidade de Aveiro, Aveiro, 152p.

GUTIÉRREZ CLAVEROL, M., LUQUE, C., & SUÁREZ, V. (1987). El lineamento tectónico Nazare (W de Portugal) - Luarca (NW de España) y su implicación metalogenética (Macizo Hespérico). In A. C. F. Bea, J. C. Gonzalo, J. M. L. Rodrigues (Ed.), *Geología de los granitóides e rocas asociadas del Macizo Hespérico, Libro de Homenaje a L. C. Garcia Figueirola* (pp. 447-455). Madrid: Editorial Rueda.

HEM, J. D. (1985). Study and Interpretation of the chemical

- characteristics of the Natural Water (3ª edição). U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- HOROWITZ, A. J., ELRICK, K. A. (1988). Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect. In Lichtenberg, J.J., Winter, J.A., Weber, C.L., Fradkin, L. (Eds.), *Chemical and Biological Characterization of Sludges, Sediments, Dredge Spoils and Drilling Muds*. aSTM STP, Philadelphia.
- LOURENÇO, J. M. M. (1997). Um estudo geológico da Bacia de Telões. Tese de Mestrado (não publicada), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 122p.
- MARTINS, H. C. B. (1998). Geoquímica e petrogénese de granitóides biotíticos tarditectónicos e pós-tectónicos: implicações metalogénicas. Tese de Doutoramento (não publicada), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 288p.
- MATOS, A. V. (1991). A Geologia da Região de Vila Real. Tese de Doutoramento (não publicada), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 312p.
- MILLER, J. R.; MILLER, S. M. O (2007). *Contaminated Rivers: A geomorphological-geochemical approach to site assessment and remediation*. Springer: Netherlands, 418p.
- NEIVA, A. M. R.; GOMES, M. E. P. (1991). Geochemistry of the granitoid rocks and their minerals from Lixa do Alvão-Alfarela de Jales-Tourencinho (Vila Pouca de Aguiar, northern Portugal). *Chemical Geology*, 89, 305-327.
- NEIVA, J. M. C. (1946). Características e génese do minério magnético de Vila Cova (Serra do Marão). *Est. Not. E Trab. Do Serv. Fom. Min, Vol.II (Fasc. 3-4)*, 151-174.
- NEIVA, J. M. C. (1951). O Jazigo da Facuca (Serra do Marão) e os seus minerais. *Mem. e Not. Publ. Mus. Lab., Min. Geol. Univ. Coimbra*, 30, 21-32.
- NORONHA, F.; DÓRIA, A.; FARINHA RAMOS, J. M. (2003). O jazigo da Facuca revisitado. In *A geologia de engenharia e os recursos geológicos*, Livro de homenagem a J. M. Cotelos Neiva (Vol II), M. P. V. Ferreira (Ed.), Imprensa da Universidade, Coimbra, 59-72.
- OWENS, P. N. (2005). Conceptual models and budgets for sediment management at the river basin scale. *Journal of Soils and Sediments*, 5: 201-212.
- OWENS, P. N. (2008). Sediment behaviour, functions and management in river basins. In *Sustainable management of sediment resources*, Volume 4, *Sediment Management at the River Basin Scale*, Ed. P.N. Owens, Elsevier Publishers, Amsterdam, 1-29.
- PEREIRA, E. (1989). Notícia Explicativa da folha 10-A (Celorico de Basto), Carta Geológica de Portugal, à escala 1:50000, Serviços Geológicos de Portugal.
- PEREIRA, E. G. C. (2000). Carta Geológica de Portugal, à escala 1:200 000 (Folha 2). Serviços Geológicos de Portugal: Lisboa.
- PEREIRA, E. S. (1987). Estudo geológico-estrutural da região de Celorico de Basto e sua interpretação geodinâmica. Tese de Doutoramento (não publicada), Universidade de Lisboa, Lisboa, 274p.
- PIMENTA, M.T.; ÁLVARES, M.T.; SANTOS, M.J.; GOMES, F.; QUADRADO, F.; LOPES, A.R.; RODRIGUES, R.; LACERDA, M.; RODRIGUES, A.C. (1998). Restrução das redes de monitorização, I – Aspectos metodológicos. In CD-Rom do 4º Congresso da Água, A Água como Recurso Estruturante do Desenvolvimento (11p.). Lisboa: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.
- RAURET, G.; LOPÉZ-SÁNCHEZ, J.F.; SAHUQUILLO, A.; RUBIU, R.; DAVISON, C.; URE, A.; QUEVAUVILLER, Ph. (1999). Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.*, 1, 57-61.
- REIS, A. R.; PARKER, A.; ALENCOÃO, A. (2008) - Evaluation of surface water chemistry in a regional mountainous river basin by a chemometric method. In *INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS*, 33, Oslo, 2008. Oslo: Brown, G. (ed.), CD-Rom, File 1343843.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. (1995). *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag: Berlín, 386 pp.
- SedNet (2004). *The SedNet Strategy Paper*. SedNet-Demand Driven, European Sediment Research Network – Proposal Nº EVK-2001-00058 to EU Key Action 1 “Sustainable Management and Quality of Water”, 1.4.1 “Abatement of water pollution from contaminated land, landfills and sediments” (1/2002-12/2004).
- SedNet (2007). *Sediment Management – an essential element of River Basin Management Plans*. Report on the SedNet Round Table Discussion, Venice, November 2006.
- SOUSA, M. B. (1982). Litoestratigrafia e estrutura do Complexo Xisto-Grauváquico ante-Ordovícico, Grupo do Douro (Nordeste de Portugal). Tese de Doutoramento (não publicada), Universidade de Coimbra, Coimbra, 222p.
- WALLING, D.E.; FANG, D. (2003). Recent trends in the suspended sediment loads of the world’s rivers. *Global and Planetary Change*, 39, 111-126.
- WWW: INAG, 2001, Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Douro (Online). Disponível: http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pbh/pbh02.html.
- WWW: SNIRH, 2009, Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos – Dados de base. Disponível: http://snirh.pt/snirh.php?main_id=2&item=1&objlink=&objrede=HIDRO.

MODELAÇÃO DA EROSÃO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LEÇA, COM A EQUAÇÃO RUSLE E SIG

MODELLING OF SOIL EROSION IN THE LEÇA RIVER BASIN WITH THE RUSLE AND SIG EQUATION

S. Petan

Faculdade de Engenharia Civil e Geodésica, Universidade de Ljubljana, Eslovénia // spetan@fgg.uni-lj.si

F. Taveira-Pinto

IHRH, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal // fpinto@fe.up.pt

M. Miko

Faculdade de Engenharia Civil e Geodésica, Universidade de Ljubljana, Eslovénia // spetan@fgg.uni-lj.si

J. Pais-Barbosa

CICGE, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal // jpbarbosa@fc.up.pt

RESUMO: A metodologia RUSLE foi utilizada para a previsão da perda do solo e na identificação de áreas com elevado potencial erosivo na bacia do rio Leça, localizada no norte de Portugal. A produção de sedimentos da bacia é de um interesse particular visto que a bacia portuária do Porto de Leixões, situada na foz do rio Leça, actua como uma bacia de decantação, sendo por isso efectuadas, periodicamente, dragagens. O modelo apresentado baseado num Sistema de Informação Geográfica envolve dados de precipitação diária, de topografia, de tipo de solo, de ocupação de solo, nomeadamente os dados do Corine Land Cover 1990 – CLC90 (resolução grosseira) e a Carta de Ocupação de Solo 1990 – COS'90 (resolução mais refinada). O modelo malha (raster) foi estruturado em ArcGIS® para duas escalas diferentes, correspondentes a células com 10 m e 30 m de tamanho, respectivamente. A média anual da perda do solo na bacia do Leça foi estimada em 33,2 t/ha, traduzindo-se numa produção de 52 000 m³ de sedimentos, considerando uma razão de entrega de sedimentos de 0,217. Relativamente ao risco de erosão do solo, 31% da bacia hidrográfica pode ser classificada como área de risco moderado com uma perda anual entre 12 e 50 t/ha, 18% como áreas de risco de erosão grave e 51% como áreas de risco de erosão baixo.

Palavras-chave: bacia do rio Leça, erosão do solo, metodologia RUSLE, SIG, áreas de risco.

ABSTRACT: RUSLE methodology was used for soil loss prediction and identification of areas with high potential erosion in the Leça river basin located in the Northern of Portugal. The sediment yield from the basin is of a special interest since the harbour basin of Porto de Leixões, lying at the mouth of the Leça River, acts as a settling basin and has been periodically subjected to dredging. The GIS-based model involves daily rainfall data, topographic data, soil type data, coarse scale Corine Land Cover 1990 - CLC90 and finer scale Land Use Map - COS'90 data. The raster layered model was structured in ArcGIS for two different scales: with a grid cell size of 10 and 30 metres, respectively. The average annual soil loss in the Leça river basin was estimated at 33,2 t/ha, which produces a sediment yield of 52 000 m³ considering 0,217 as the sediment delivery ratio. 31% of the basin can be classified as areas of moderate erosion risk with annual soil loss between 12 and 50 t/ha, 18% as areas of severe erosion risk, and 51% as areas of low erosion risk.

Keywords: Leça river basin, soil erosion, RUSLE methodology, GIS, risk areas.

1. INTRODUÇÃO

A erosão do solo é uma das maiores ameaças relacionadas com a perda de solo fértil para a produção de alimentos e com a poluição dos ecossistemas aquáticos. No entanto, este fenómeno é vital para o equilíbrio sedimentar na região costeira, que, no caso de Portugal, se tem alterado ao longo do tempo, traduzindo-se actualmente por um processo erosivo intenso em particular na região centro (Espinho-Mira).

As taxas de erosão do solo são muito sensíveis ao clima e ao uso da terra (Licciardello *et al.*, 2009), esperando-se um aumento da erosão com as alterações climáticas (Nearing *et al.*, 2004). Até ao momento, medições da erosão dos solos e produção de sedimentos são relativamente escassas e limitadas para regiões de reduzida dimensão. Assim, a avaliação efectiva dos processos de erosão do solo é de uma grande importância para a gestão e prevenção de futuros problemas ambientais associados. Nas últimas décadas, foram desenvolvidos vários modelos para a melhoria dos conhecimentos sobre os processos de erosão do solo. Estes modelos são utilizados para a previsão da perda do solo e a produção de sedimentos em áreas de reduzida dimensão. De acordo com Bhattarai e Dutta, 2008, os modelos actualmente disponíveis, dividem-se em dois grupos: empíricos e orientados para os processos.

O primeiro grupo baseia-se em medições em bacias hidrográficas ou terrenos de pequena área e na sua extrapolação para grandes áreas (Kinnell, 2008), como RUSLE2 (Foster, 2005), WATEM (van Oost *et al.*, 2000), AnnAGNPS (Bingner, 2001) ou AGNPS-UM (Kinnell, 2005). Esses modelos têm uma origem comum: todos incluem uma versão adaptada da equação empírica (R) USLE (Wischmeier e Smith, 1978, Renard *et al.*, 1997). Estes modelos são amplamente aceites pela sua simplicidade e disponibilidade relativa de parâmetros. Contudo apresentam duas grandes desvantagens quando usados em bacias hidrográficas de grande área: a impossibilidade de prever a deposição de solo e a produção de sedimentos (Renard *et al.*, 1997), e a dificuldade de cálculo de parâmetros topográficos (Hickey, 2000).

O segundo grupo é composto por modelos baseados em princípios físicos. EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998),

EROSÃO-3D (Schmidt, 1999), LISEM (De Roo *et al.*, 1996), WEPP (Flanagan e Nearing, 1995) e SWAT (Neitsch *et al.*, 2005) estão entre os modelos de processos que estão em contínuo desenvolvimento. Estes modelos são geralmente exigentes em termos de dados e de computação, o que limita a sua ampla aplicabilidade em prática de gestão, sendo no entanto ferramentas com um elevado potencial, particularmente com a evolução do conhecimento de ensaios em laboratório (Kirkby, 1998).

O modelo apresentado neste trabalho, baseado na utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), tem a vantagem da simplicidade do modelo RUSLE e da disponibilidade de parâmetros para a modelação da erosão do solo em SIG. Esta metodologia foi utilizada para estimar a perda de solo e a identificação de áreas com elevado potencial de erosão na bacia do rio Leça, localizado a norte de Portugal.

Esta bacia hidrográfica apenas tinha sido submetida a um estudo específico de erosão do solo em 1999, no Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Leça. Salienta-se o facto de o presente estudo se centrar apenas na área da bacia hidrográfica, ao contrário do PBH do Rio Leça que incluía na sua análise áreas adjacentes litorais com de cerca de 50 km².

A bacia hidrográfica do rio Leça apresenta uma área de 187 km² (Figura 1). A precipitação média para os anos hidrológicos entre 1950/51 e 1985/86 é de 1311 mm/ano (Velhas, 1991). A precipitação distribui-se de forma não homogénea, com cerca de 1200 mm/ano a oeste, nas regiões costeiras da bacia, e cerca de 1600 mm na parte leste, região de maior altitude. A maioria da precipitação ocorre durante os meses de inverno, entre Novembro e Março.

Na foz do rio Leça está localizada a bacia portuária do Porto de Leixões, uma estrutura estratégica em termos económicos e de desenvolvimento para esta região. Por razões de segurança e de operacionalidade, esta entidade, realiza frequentemente obras de dragagem para manter as profundidades navegação. Por isso, a quantificação do volume sedimentar que atinge a foz do rio Leça é uma questão-chave relevante na gestão sedimentar da bacia portuária do Porto de Leixões.

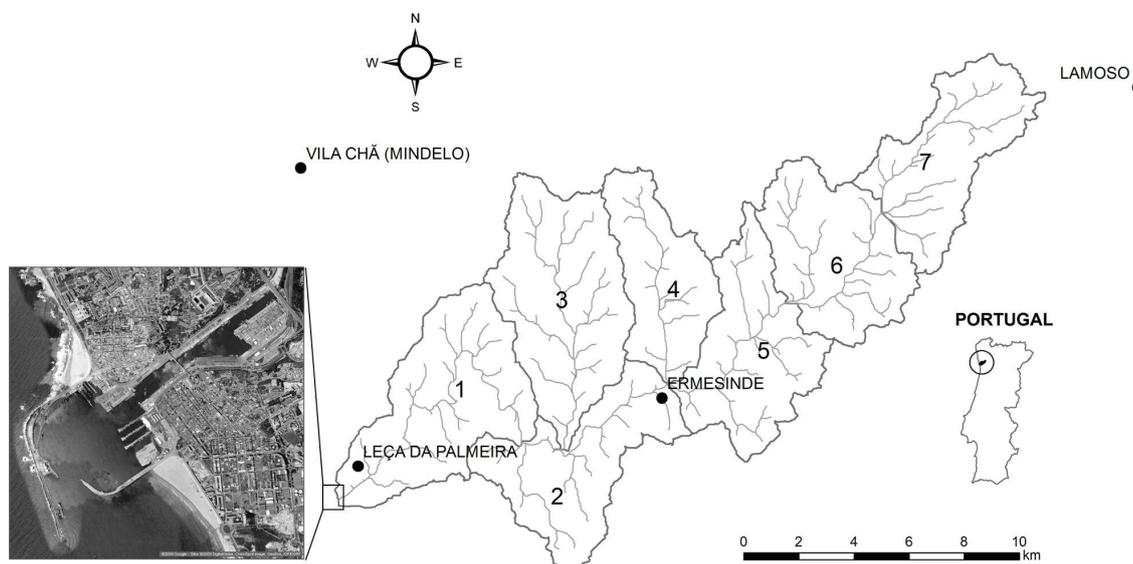


Figura 1 – Localização da área de estudo – bacia hidrográfica do rio Leça.

2. MÉTODOS

A Equação Universal de Perda de Solo - USLE (Wischmeier e Smith, 1978) e a versão revista - RUSLE (Renard *et al.*, 1997) foram concebidas para prever ao longo de um período de tempo a perda anual média de solo (A). Ambos os modelos são representados pela equação envolvendo seis factores de erosão,

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

em que R representa o factor de erosividade associado à precipitação média ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm h}^{-1}$), K o factor de erodibilidade do solo ($\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$), L o factor de comprimento de encosta, S é o factor de declive, C é o factor relativo ao coberto vegetal e P o factor de prática agrícola ou medidas de controlo de erosão. Os quatro factores adimensionais (L, S, C e P) são obtidos pela razão entre as perdas de solo num local específico, e as perdas de solo na unidade USLE (22,1 m de comprimento, com 9% inclinação, sem vegetação, com áreas de cultivo ao longo do declive). De referir que as medições do (R)USLE são também baseadas nesta metodologia. O modelo RUSLE, utilizado neste trabalho, foi estruturado em ArcGIS® 9.2 em malhas com diferentes dimensões da célula, 10 m e 30 m, respectivamente.

2.1. Factor de erosividade - R

O factor de erosividade R é definido como a soma da média anual dos produtos da energia cinética E da precipitação (eventos erosivos) pela intensidade máxima para um período de 30 minutos I_{30} . No presente trabalho, o factor R foi estimado a partir dos dados de precipitação diária disponíveis no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) usando a equação desenvolvida por Loureiro e Coutinho (2001) para a zona do Algarve:

$$EI_{30\text{mês}} = 7,05 \cdot \text{precipitação}_{10} - 88,92 \cdot \text{dias}_{10} \quad (2)$$

em que $EI_{30\text{mês}}$ representa o factor R mensal, precipitação_{10} a soma da precipitação mensal para dias com precipitação $\geq 10 \text{ mm}$ e dias_{10} o número de dias mensal com precipitação $\geq 10 \text{ mm}$. O valor médio anual do factor R foi calculado para 4 estações meteorológicas, duas delas localizadas na bacia hidrográfica do rio Leça, a partir da soma das médias mensais para um período de 12 anos, entre 1983 e 1994. Os valores negativos do factor R obtidos para meses com baixa ou nenhuma precipitação, em número reduzido, foram definidos como zero.

2.2. Factor de erodibilidade do solo - K e factor de coberto vegetal - C

De acordo com a carta de solos de Portugal (1:1 000 000, classificação F.A.O.) a zona de estudo apenas apresenta um único tipo de solo - Cambissolo húmico. O factor de erodibilidade do solo K, escolhido de acordo com as instruções para o caso Português (USLE), é de 0,032 (Pimenta, 1998).

Relativamente ao factor C, foi calculado igualmente de acordo com as indicações de Pimenta, 1988, a partir da cobertura Corine Land Cover 1990 (CLC90) (1:100 000) e das cartas de ocupação do solo (COS'90) (1:25 000). Os dados CLC90 para Portugal são baseados em imagens de satélite Landsat para o período entre 1985 e 1987, e os dados COS'90 têm como base a fotografia aérea de 1990.

2.3. Factor fisiográfico - LS

Utilizando informação vectorial topográfica com uma equidistância de 10 m foram obtidos dois modelos digitais do terreno (MDT) com células de dimensão igual a 10 m e 30 m, respectivamente. Os MDTs foram utilizados para calcular os valores de inclinação, direcção do fluxo, acumulação de fluxo e comprimento do fluxo para cada célula das malhas. Estes parâmetros são necessários para obter os factores fisiográficos.

O factor L foi calculado por 3 métodos. O primeiro método de cálculo foi baseado na equação sugerida por Desmet e Govers (1996), sendo utilizado frequentemente em modelos de cálculo de erosão do solo, com base em modelos SIG (WATEM, van Oost *et al.*, 2000; AGNPS-UM, Kinnell, 2005):

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_{i,j}^m \cdot 22,13^m} \quad (3)$$

em que $A_{i,j-in}$ representa a área de contribuição do escoamento superficial para a célula com coordenadas (i,j), D o tamanho da célula em metros, x o factor de orientação da célula (normalmente despresada) e m o expoente declive-comprimento. No primeiro método, o expoente m foi calculado a partir de β , razão entre os canais e os entrecanais de erosão, tal como sugerido no manual do utilizador RUSLE (Renard *et al.*, 1997):

$$m = \frac{\beta}{\beta + 1} \quad (4)$$

em que β é dado por

$$\beta = \frac{\text{sen}\theta}{0,0896 \cdot [3,0 \cdot (\text{sen}\theta)^{0,8} + 0,56]} \quad (5)$$

e em que θ representa o ângulo do declive da célula.

No segundo método, o valor do expoente m foi considerado constante, igual a 0,4, que é consistente com a abordagem de Moore e Burch (1986).

Por último (método 3), o factor L foi obtido usando o procedimento padrão de (R)USLE:

$$L = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m \quad (6)$$

em que λ representa o comprimento da célula, estimado através da soma do comprimento das linhas de água mais longas da rede de drenagem a montante (L_d) da área de acumulação de cada célula e metade da dimensão da célula da malha (D/2). Posteriormente, foram também obtidos, para os três métodos descritos, mapas com valores para o factor L. O valor do factor L foi limitado para cada célula pelo valor máximo do comprimento da célula (λ), tal como sugerido no manual do utilizador RUSLE (1000 pés ou cerca de 300 m).

O factor de declive S foi calculado com base no ângulo da célula de acordo com o procedimento RUSLE (Renard *et al.*, 1997):

$$S = 10,8 \text{sen}\theta + 0,03 \quad \text{para declives} < 9\% \quad (7)$$

$$S = 16,8 \text{sen}\theta - 0,50 \quad \text{para declives} \geq 9\% \quad (8)$$

2.4. Factor de prática agrícola ou medidas de controlo de erosão - P

O apoio ou implementação de práticas de gestão do solo, tais como contornos, cultivo em socacos e terraços, reduz o risco de erosão dos solos (Simms, 2003). Para áreas sem o apoio ou implementação destas práticas, ou no de caso de falta de informação, como no caso em estudo, considera-se o factor P igual a 1. Nesse caso, o modelo calcula o potencial real em vez da perda do solo.

2.5. Classes de perda potencial anual de solo

Após o cálculo da perda potencial do solo (A), os valores foram classificados em várias categorias, de acordo com o risco de erosão. A classificação utilizada dividiu em seis categorias o risco de erosão (Tabela 1) (Irvem *et al.* (2007), adequado ao mapeamento dos resultados do modelo.

Tabela 1 - Classes de perda potencial anual de solo, Irvem et al. (2007).

Perda potencial anual de solo (A) (t/ha)	<5	5–12	12–50	50–100	100–200	>200
Classes de perda potencial anual de solo	Muito Baixo	Baixo	Moderado	Grave	Muito Grave	Extremamente Grave

2.6. Razão de Entrega Sedimentar (Sediment Delivery ratio - SDR)

O modelo (R)USLE calcula a perda potencial do solo (A) e não considera a deposição de solo. Para estimar os sedimentos entregues nas linhas de água – produção de sedimentos (Y), o coeficiente de produção de sedimentos (SDR) deve ser tida em conta ($Y = A \cdot SDR$). O coeficiente de produção de sedimentos de uma determinada bacia hidrográfica é condicionado por muitos factores geomorfológicos, hidrológicos, ambientais e associados às bacias hidrográficas (Fu et al., 2005). Alguns modelos, como o AnnAGNPS, o WATEM e o RUSLE2, utilizam o modelo USLE acoplado com modelos de capacidade de transporte sedimentar para estimar a entrega de sedimentos (Kinnell, 2008). No caso em estudo, a SDR foi estimada a partir da área de drenagem A_d usando três curvas SDR, todas de acordo com a expressão:

$$SDR = a \cdot A_d^{-b} \tag{9}$$

em que a e b representam os coeficientes propostos por diferentes autores, Tabela 2. O valor médio das três curvas SDR (0,217) foi o valor considerado para a bacia do rio Leça.

Tabela 2 - Curvas de coeficiente de produção de sedimentos (citado in Lim, 2005).

Coeficiente	Vanoni (1975)	Boyce (1975)	USDA (1979)
a	0,473	0,413	0,566
b	0,125	0,3	0,11

3. RESULTADOS

3.1. Factores de erosão R, C, L e S

A distribuição espacial da erosividade foi obtida utilizando o método de interpolação IDW (Inverse Distance Weighed) (Figura 2). O valor médio do factor

de erosividade (R) para a área da bacia do rio Leça é de 2992 MJ/ha mm/h.

Da análise dos resultados obtidos com base em CLC90 e COS'90 foram identificados, respectivamente, 18 e 91 tipos diferentes para o factor C, com valores a variar de 0 a 0,5 (Figura 3). Diferenças significativas de ocupação do solo foram observadas entre a carta Corine Land Cover e a Carta Ocupação do Solo. De acordo com os dados mais recentes relativos a COS'90, a percentagem de zonas agrícolas diminui 36%, aumentando as áreas florestais e, especialmente, as superfícies artificializadas. Apesar dos valores do factor C serem consideravelmente superiores para as áreas agrícolas quando comparados com as áreas florestais e as áreas artificializadas, o valor médio do factor C decresceu 38%, de 0,19 (CLC90) para 0,12 (COS'90). A distribuição espacial dos factores fisiográficos L e S está ilustrada nas Figuras 4 e 5.

3.2. Perda de solo (A)

Foram produzidos seis mapas de perda de solo correspondentes às duas dimensões de células e aos três métodos aplicados para o cálculo do factor L e do factor L limitado. O factor C utilizado foi o estimado a partir dos dados de CLC90. Um breve resumo dos resultados é apresentado na Tabela 3.

A perda média anual de solo (A) e os seus valores máximos foram menos afectados pelo factor L limitado, quando o procedimento padrão do modelo RUSLE, para estimar o factor L, foi implementado (método 3). A limitação do factor L motivou um decréscimo do valor médio de A de 3% e de 8% nos modelos de 10 m e 30 m, respectivamente. Quando aplicado aos dois métodos que utilizaram a equação (3) (método 1 e 2), a redução do valor médio de A aumentou para valores entre 24% e 44%. O efeito de limitação do factor L pode ser observado na Figura 4, onde o L limitado apresenta um impacto mais baixo quando o método 3 foi aplicado. Este método apresentou resultados mais fidedignos e, portanto, os valores do factor L limitado aplicado ao método 3, acompanhado com os factores C estimados com base nos dados da COS'90 foram utilizados para calcular um outro mapa de perda de solo (método 3_lim *), exibido na Figura 6.

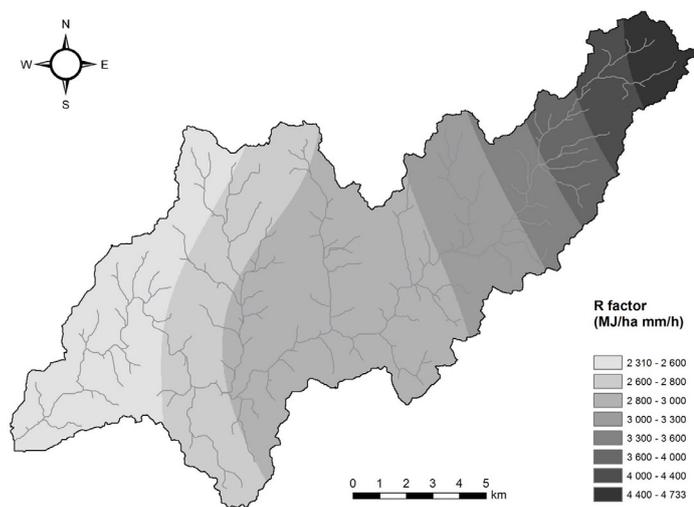


Figura 2 - Valor médio do factor de erosividade [R] (malha com células de 30 m) para a bacia do rio Leça para o período entre 1983 e 1994.

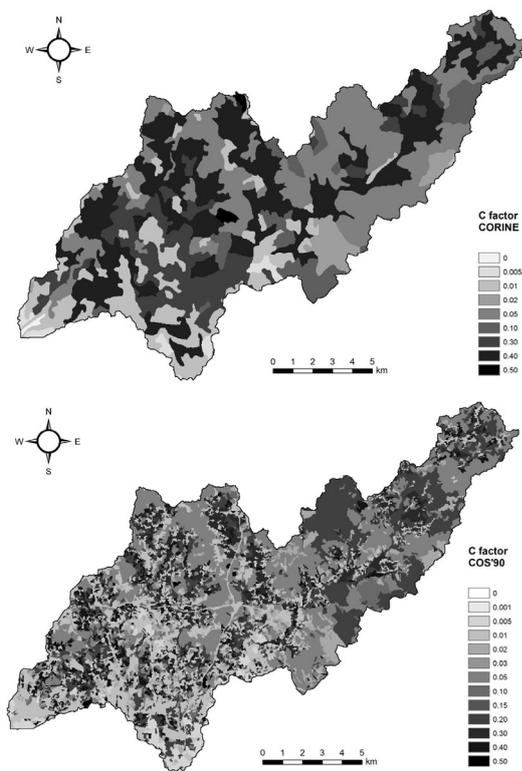


Figura 3 - Factor de cobertura vegetal [C] (malha com células de 30 m) estimado: CLC90 (1:100000) em cima e – COS'90 (1:25000) em baixo.

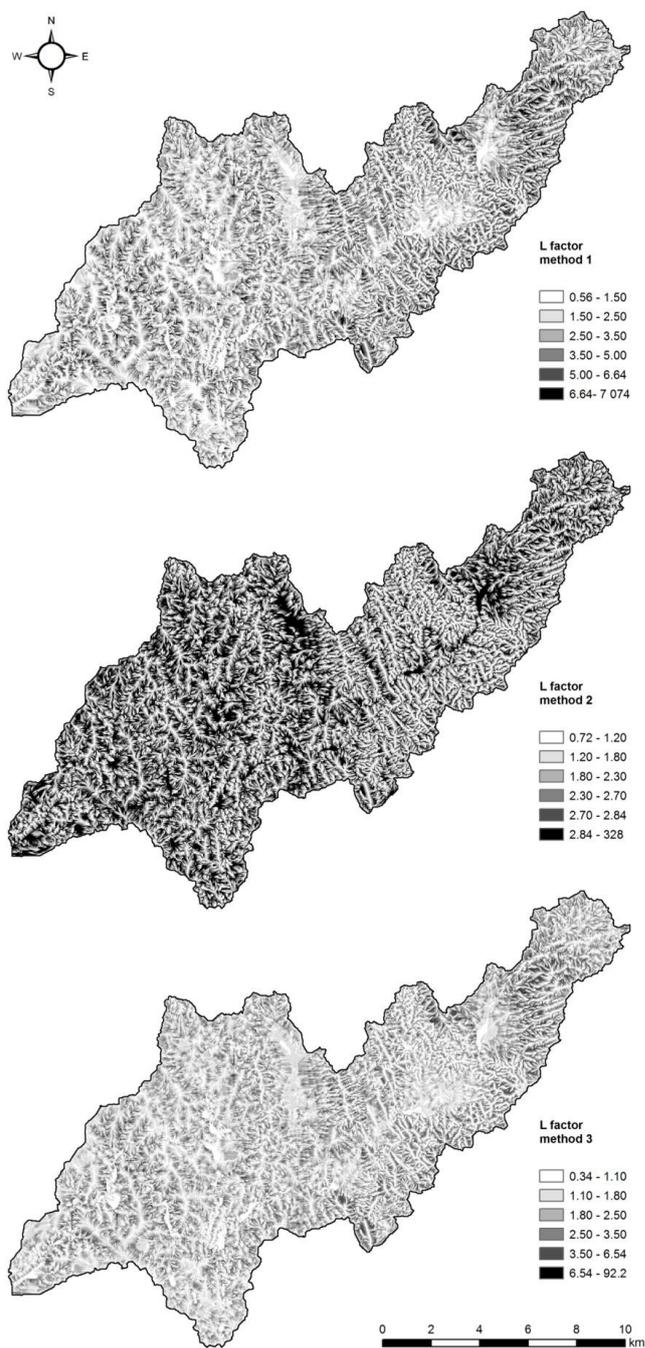


Figura 4 - Comprimento de encosta (L) (malha com células de 10 m), calculado com diferentes métodos: Em cima - método 1 (equações (3), (4) e (5)), intermédio - método 2 (equação (3) e $m = 0,4$), em baixo - método 3 (equações (6), (4) e (5)). A última classe (cor preta) representa as células onde o factor L foi limitado (de acordo com o valor máximo de inclinação comprimento, $\lambda = 300$) para o valor mais baixo da mesma classe de intervalo.

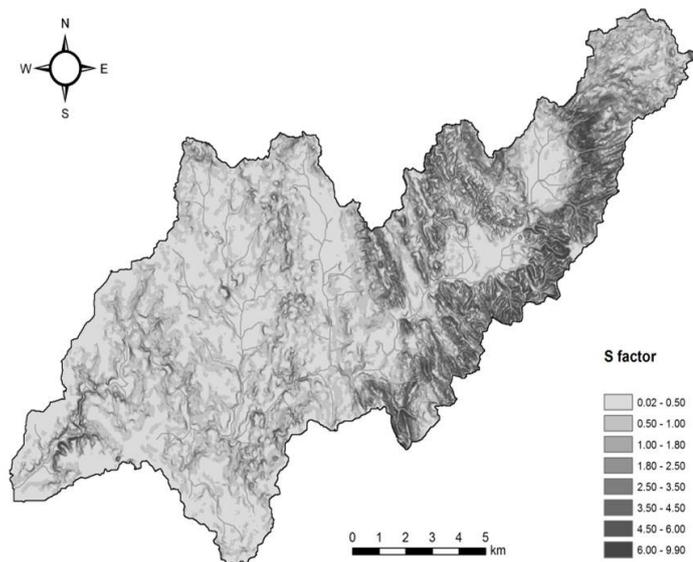


Figura 5 - Factor de declive S (malha com células de 10 m) para a bacia do Rio Leça.

Tabela 3 - Perda do solo e classes de perda potencial anual de solo de acordo com os diferentes métodos de cálculo do factor L. Os métodos que utilizam o factor L limitado estão assinalados com “_lim”. O factor C foi calculado para todos os métodos a partir de CLC90 excepto para o método assinalado por “3_lim*”, em que se utilizaram os dados da COS'90.

Método	Dim célula	Perda de solo anual (a) [t/ha]			Área [%] por classe de risco de erosão [t/ha]					
		Média	DP	Valor max.	< 5	5 - 12	12 - 50	50 - 100	100 - 200	> 200
1	10	73,9	938,0	713531	25,1	12,6	32,0	14,9	8,8	6,6
	30	82,6	807,0	202632	24,3	12,1	31,3	15,3	9,4	7,5
1_lim	10	47,9	89,2	2143	26,0	13,3	33,6	15,0	7,7	4,4
	30	46,5	83,2	1510	25,9	13,2	34,1	15,2	7,6	4,1
2	10	50,5	129,0	26165	24,0	12,8	35,2	16,1	7,7	4,2
	30	56,8	145,0	12532	22,6	12,4	34,8	16,4	8,8	5,1
2_lim	10	37,3	55,8	977	25,6	13,2	38,0	15,3	5,7	2,2
	30	36,0	51,7	728	25,0	13,5	38,9	15,1	5,7	1,9
3	10	36,6	72,9	9297	29,0	15,2	35,5	12,2	5,6	2,6
	30	39,8	85,5	7875	28,1	14,8	35,1	12,9	6,0	3,0
3_lim	10	35,4	65,4	1943	29,1	15,3	35,7	12,1	5,4	2,4
	30	36,5	66,9	1440	28,5	15,2	35,6	12,6	5,7	2,5
3_lim*	10	30,1	66,0	1518	42,5	15,4	26,8	7,9	4,5	2,9
	30	30,7	66,7	1180	41,7	15,3	27,3	8,3	4,6	2,8

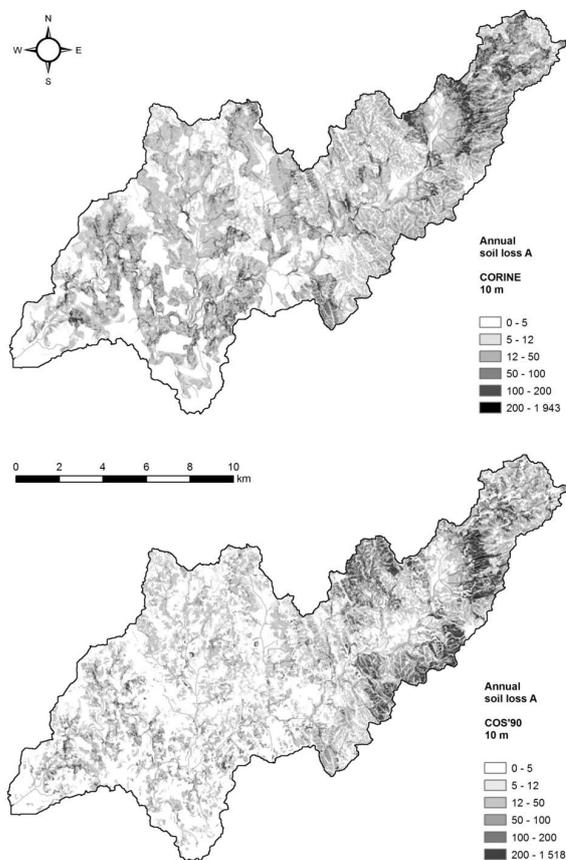


Figura 6 – Perda de solo anual (A) para o modelo com tamanho de célula de 10 m considerando CLC90 (método 3_lim) – em cima e COS'90 (método 3_lim*) – em baixo.

Os resultados dos últimos três métodos (listados na Tabela 3) mostram que o modelo de malha mais grosseira quando comparado com o modelo de malha refinada apresentam resultados cerca de 9%, 3% e 2% mais elevados que a perda média do solo para o método 3, o método 3_lim e o método 3_lim*, respectivamente. O valores máximos perda média do solo para o modelo de malha mais grosseira foram menores entre 15% a 25% quando comparados com o modelo de malha mais refinada, o que já era esperado devido ao efeito do valor médio do tamanho da célula. Pequenas diferenças são também perceptíveis em relação às classes de perda potencial anual de solo: o modelo de malha grosseira apresenta uma percentagem ligeiramente superior da classe de risco de erosão grave (acima de 50 t/ha de perdas anuais de solo). O modelo que utilizou os dados da COS'90 obteve menores perdas médias anuais do solo quando

comparadas com o modelo que incorpora a cobertura CLC90, em cerca de 15 e 16%, para as malhas de 10 m e 30 m, respectivamente. A menor variação relativa da perda média anual de solo em comparação com a variação do factor C deve-se à diferente distribuição espacial dos valores do factor C em toda a bacia hidrográfica (Figura 3). Analisando o factor C com menor valor médio, proveniente da COS'90, verifica-se que quando agrupadas as classes de perda potencial anual de solo: a soma das três classes "grave" diminuiu, passando de 20% para CLC90 e 15% para COS'90, enquanto a soma das duas classes de perda potencial anual de solo "baixas" aumenta, quando comparadas com as classes "grave" e "moderada", de 44% a 57% para a CLC90 e para a COS'90, respectivamente (Figura 7). Considerando os resultados (dos modelos com dimensões de 10 m e 30 m) apresentados pelos últimos

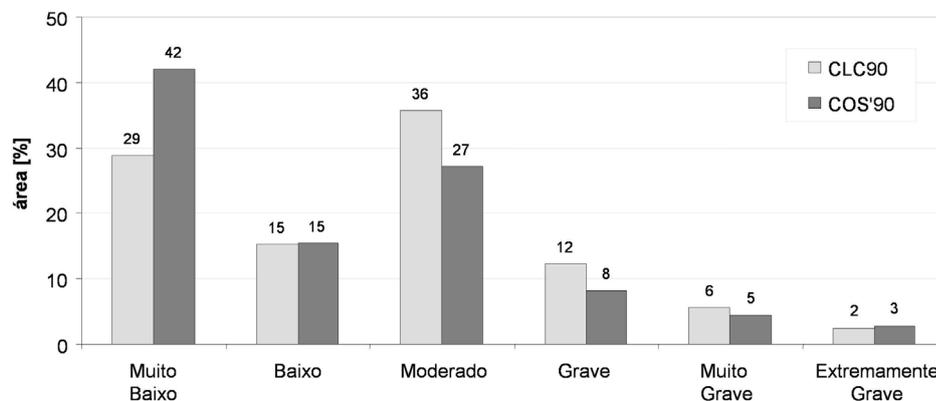


Figura 7 - Classificação de perda do solo em função da classe de risco de erosão para os métodos 3_lim (CLC90) e 3_lim* (COS'90).

métodos para CLC90 e COS'90, a perda média anual de solo na bacia do rio Leça é estimada em 33,2 t/ha. Essa taxa de perda de solo conduz à produção de cerca de 135 000 ton/ano de sedimentos, considerando uma taxa de entrega de sedimentos nas linhas de águas de 0,217, calculada com base na média dos valores obtidos pelas três curvas de entrega de sedimentos (equação 9, Tabela 2) e na área total de drenagem da bacia.

4. CONCLUSÕES

A perda potencial média anual de solo (A) para a bacia do rio Leça foi estimada utilizando o modelo (R)USLE com recurso a um SIG, sendo estruturado com base num modelo de malhas com duas dimensões, 10 m e 30 m. O modelo incluiu uma série de 12 anos (1983-1994) de dados de precipitação diária de 4 estações meteorológicas, a partir da qual foi estimado o factor de erosividade (R). A média para o conjunto de factores R obtidos para a área da bacia foi estimada em 2992 MJ/ha mm/h. O factor de declive, S, foi obtido de acordo com o procedimento padrão (R)USLE, enquanto o factor de comprimento de encosta, L, foi calculado pela aplicação de três métodos: o primeiro e o segundo método de acordo com a equação proposta por Desmet e Govers (1996) e o terceiro, como é sugerido no procedimento padrão (R)USLE. O factor de erodibilidade do solo, K, e o factor de cobertura vegetal, C, foram obtidos com base no CLC90 e na COS'90, de acordo com as instruções para o uso do método USLE em Portugal (Pimenta, 1998). Na bacia do rio Leça foi identificado um único tipo de solo - Cambissolo húmico, com um factor de erodibilidade, K,

de 0,032. O factor de práticas agrícolas ou medidas de controlo de erosão, P, foi definido como sendo igual à unidade para toda a bacia. O desempenho dos métodos implementados para estimar o factor L foi também analisado, tendo sido seleccionados os procedimentos padrão da metodologia (R)USLE (método 3_lim) como os que originaram os resultados mais fidedignos.

As áreas com maior potencial erosivo são identificadas a leste e a nordeste da bacia, onde predominam áreas semi-naturais e florestais, bem como nas margens com grandes declives e regiões de relevo pronunciado na parte inferior do rio, e em secções a oeste. Esta análise poderá estar relacionada com o factor declive (S), crucial para a determinação a erosão potencial. Em média, considerando ambas as fontes de dados sobre a ocupação do solo (CLC90 e COS'90) e a dimensão das malhas (10 m e 30 m), 31% da bacia pode ser classificada como área de risco moderado de erosão (perda de solo anual 12-50 t ha), 18% como grave ou moderada e 51% como baixo ou abaixo do moderado.

A perda média anual de solo na bacia do rio Leça, considerando os resultados mais prováveis, utilizando a ocupação do solo com base em ambas as fontes de dados e a dimensão das malhas, é de 33,2 t/ha. Essa taxa de perda do solo parece ter sido bastante sobrestimada e corresponde às taxas de erosão médias reais mais elevadas na Europa. Considerando a taxa média de entrega de sedimentos de 0,217, é esperada uma produção sedimentar na bacia de aproximadamente 135 000 ton/ano. Comparando os valores obtidos com os apresentados no PBH do Rio Leça, verifica-se que os valores obtidos são significativamente mais elevados. Este facto poderá estar relacionado com os diferentes parâmetros considerados em ambos os

estudos, nomeadamente: a área de drenagem, a carta de solos e o coeficiente de produção de sedimentos. O modelo utilizado, com base num SIG apresenta algumas deficiências. O factor de erosividade da precipitação-escoamento superficial, R, foi estimado com base em dados de precipitação diária disponíveis e numa equação empírica usada para estimar o factor R mensal para o Algarve. A região do Algarve apresenta características climáticas (mediterrânicas) bem diferentes da região em estudo (clima atlântico). Isto poderá ser melhorado com a recolha de dados de intensidade-precipitação para períodos de tempo curtos, de modo a poder estimar o factor R a partir do procedimento padrão (R)USLE, de um modo mais preciso. Recolher dados necessários sobre as práticas de apoio existentes na bacia hidrográfica e incluí-las no modelo contribuiria também para o aperfeiçoamento da estimativa de perdas de solo. A produção de sedimentos foi estimada com base na formulação simples das curvas de entrega de sedimentos que consideram apenas a área de drenagem da bacia. Deste modo a junção de modelos com capacidade de transporte sedimentar permitirá melhorar a estimativa de produção de sedimentos. Finalmente, deverá ser efectuada a verificação dos modelos utilizados, com base em dados obtidos através da monitorização de sedimentos suspensos, o que validaria e melhoraria a exactidão das previsões.

BIBLIOGRAFIA

- APA (2005) CORINE Land Cover 1990. Agência Portuguesa do Ambiente (APA).
- BHATTARAI, R. & DUTTA, D. (2008) A comparative analysis of sediment yield simulation by empirical and process-oriented models in Thailand. *Hydrol. Sci. J.* 53(6), 1253-1269.
- BINGNER, R.L. (2001) AnnAGNPS: Estimating sediment yield by particle size for sheet & rill erosion. In: *Proceedings of the Seventh Federal Interagency Sedimentation Conference*, March 25-29, 2001, Reno, Nevada. vol. 1, Sediment and flow modeling, 1-7.
- DE ROO, A.P.J., WESSELING, C.G., RITSEMA, C.J. (1996) LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output. *Hydrol. Processes* 10, 1107-1117.
- DESMET, P.J.J., GOVERS, G. (1996) A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation* 51, 427-433.
- FLANAGAN, D.C. (ed.), NEARING, M.A. (ed.) (1995) *USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP): Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. NSERL Report No. 10, National Soil Erosion Research Laboratory. USDA ARS, West Lafayette, Indiana, USA.
- FOSTER, G.R. (2005) Revised Universal Soil Loss Equation, version 2 (RUSLE2), Science Documentation, draft. USDA-Agricultural Research Service Washington, D.C., USA.
- FU, B.J., ZHAO, W.W., CHEN, L.D., ZHANG, Q.J., LÜ, Y.H., GULINCK, H., POESEN, J. (2005) Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China. *Land Degrad. Dev.* 16, 73-85.
- HICKEY, R. (2000) Slope Angle and Slope Length Solutions for GIS. *Cartography* 29, no. 1, 1-8.
- IGP (1990) *Carta de Ocupação do Solo - COS'90*. Instituto Geográfico Português. Available at <http://snig.igeo.pt/COS/>. Accessed 04/12/2008.
- Instituto de Ambiente, 1971. *Carta dos Solos – Atlas do Ambiental Digital Reprodução da Carta de Solos do Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário*, delineada por J. Carvalho Cardoso, M. Teixeira Bessa e M. Branco Marado. Disponível em http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_tiposolo. Acedido 04/12/2008.
- IRVEM, A., TOPALOGLU, F., UYGUR, V. (2007) Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. *J. Hydrol.* 336, 30-37.
- KINNELL, P.I.A. (2005) AGNPS-UM: Agricultural Non Point Source Pollution Model using the USLE-M. User guide, version 4.02. University of Canberra, Canberra, Australia.
- KINNELL, P.I.A. (2008) Sediment delivery from hillslopes and the Universal Soil Loss Equation: some perceptions and misconceptions. *Hydrol. Processes* 22, 3168-3175.
- KIRKBY, M.J., ABRAHART, R., MCMAHON, M.D., SAO, J., THORNES, J.B. (1998) MEDALUS soil erosion models for global change. *Geomorphology* 24, 35-49.
- LICCIARDELLO, F., GOVERS, G., CERDAN, O., KIRKBY, M.J., VACCA, A., KWAAD, F.J.P.M. (2009) Evaluation of the PESERA model in two contrasting environments. *Earth Surf. Processes Landf.* 34, 629-640.
- LIM, K. J., SAGONG, M., ENGEL, B.A., TANG, Z., CHOI, J., KIM, K. (2005) GIS-based sediment assessment tool. *Catena* 64, 61-80.
- LOUREIRO, N.S. & COUTINHO, M.A. (2001) A new procedure to estimate RUSLE EI_{30} index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region, Portugal. *J. Hydrol.* 250, 12-18.

- MOORE, I.D., BURCH, G.J. (1986) Physical basis of the length slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 1294-1298.
- MORGAN, R.P.C., QUINTON, J.N., SMITH, R.E., GOVERS, G., POESEN, W.A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D., STYCZEN, M.E. (1998) The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surf. Processes Landf.* 23, 527-544.
- NEARING, M.A., PRUSKI, F.F., O'NEAL, M.R. (2004) Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of Soil and Water Conservation* 59(1): 43-50.
- NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R. (2005) Soil and Water Assessment Tool (SWAT). Theoretical Documentation – version 2005. Blackland Research Center, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Temple, TX, USA.
- PBH do Rio Leça (2000) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Leça, 1ª Fase: Volume I, II, III, e IV (Síntese, Enquadramento, Análise e Diagnóstico), Disponível em <http://www.arhnorte.pt/?co=247&tp=7&cop=237&LG=0&mop=377&it=pagina>. Acedido 29/01/2010.
- PIMENTA, M.T. (1998) Directrizes para a Aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG - Factor de Cultura C e Factor de Erodibilidade do Solo K. INAG, Lisbon, Portugal.
- RENARD, K. G., FOSTER, G. A., WEESIES, G. A., MCCOOL, D. K. & YODER, D. C. (1997) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA Agricul.Handbook 703. Agricultural Research Service, Washington, DC, USA.
- SCHMIDT, J., VON WERNER, M., Michael, A. (1999) Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. *Catena* 37, 449-456.
- SIMMS, A.D., WOODROFFE, C.D., JONES, B.G. (2003) Application of RUSLE for erosion management in a coastal catchment, southern NSW. In: MODSIM 2003: International Congress on Modelling and Simulation, volume 2, Integrative Modelling of Biophysical, Social and Economic Systems for Resource Management Solutions (Townsville, Queensland, Australia, July 14-17), 678-683.
- VAN OOST, K., GOVERS, G., DESMET, P. (2000) Evaluating the effect of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecol.* 15, 577-589.
- VELHAS, E. (1991) A Bacia Hidrográfica do Rio Leça, Estudo Hidroclimatológico. *Revista de Faculdade de Letras - Geografia, I Série, Vol. VH, Porto, Portugal.*
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978) Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricu. Handbook 537. Agricultural Research Service, Washington, DC, USA.

////////////////////////////////////
TÍTULOS E AUTORES DOS ARTIGOS
PUBLICADOS NA *RECURSOS HÍDRICOS*
– VOLUMES 1 A 30
////////////////////////////////////

TEMA [1]

PLANEAMENTO E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

- [1] CUNHA, Luís Veiga da (1980)
Para quando um plano nacional de recursos hídricos em Portugal? Vol. 1, n.º 2, p. 35-44.
- [2] GONÇALVES, Maria Eduarda; GONÇALVES, Jorge; MONTEIRO, Eurico; RUIVO, Mário (1980)
Implicações externas e internas para Portugal do novo regime dos oceanos. Vol. 1, n.º 3, p. 3-28.
- [3] LENCASTRE, Armando (1980)
Controle de cheias, irrigação e drenagem da planície do Mondego. Vol. 1, n.º 3, p. 29-42.
- [4] HENRIQUES, António Gonçalves (1980)
Algumas reflexões para a definição de uma política de investigação no domínio dos recursos hídricos em Portugal. Vol. 1, n.º 3, p. 109-119.
- [5] BAU, João (1981)
Informação sobre recursos hídricos e investigação urbana e regional. Vol. 2, n.º 3, p. 3-14.
- [6] VIEIRA, José Rodrigues; PORTELA, Artur (1982)
Resolução de problemas de engenharia em microcomputadores: Parte I – Um algoritmo para o método dos elementos finitos. Vol. 3, n.º 2, p. 57-68.
- [7] FIGUEIREDO, Vitor A.; FARIA, António Lobato de; MYERS, Stephen D.; PIRES, Artur Ascenso (1983)
Contribuição para o estudo das condições de utilização da água na indústria em Portugal. Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 27-36.
- [8] HENRIQUES, Rui Gonçalves (1985)
Caracterização fisiográfica, estudos hidrogeológicos e ordenamento das regiões do Alentejo e do Algarve utilizando técnicas de detecção remota. Vol. 6, n.º 2, p. 3-14.
- [9] MIRANDA, José Costa (1986)
Para uma política da água em Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 5-8.
- [10] CARVALHO, Rui de (1986)
Para uma política da água em Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 9-14.
- [11] ABREU, A. Trigo de (1986)
Uma perspectiva política socialista sobre os problemas da água em Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 17-20.
- [12] GUERREIRO, M. Gomes (1986)
A água, factor de produção. Vol. 7, n.º 3, p. 21-24.
- [13] GODINHO, Rui (1986)
A política da água para Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 25-30.
- [14] GONÇALVES, António Santos (1986)
Política de gestão das águas em Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 31-36.
- [15] LEOTE, Jaime (1986)
A política da água em Portugal. Vol. 7, n.º 3, p. 37-42.

- [16] FERREIRA, J. Faria (1987)
Política de gestão dos recursos hídricos de superfície. Vol. 8, n.º 1, p. 59-64.
- [17] SILVA, Vitória Mira da (1987)
A gestão da qualidade da água em Portugal. Bases gerais para a formulação de uma política. Vol. 8, n.º 2, p. 65-82.
- [18] COSTA, Vera Bruto da (1987)
Metodologia para o dimensionamento de infra-estruturas laboratoriais para o controle de sistemas de saneamento básico. Vol. 8, n.º 2, p. 83-90.
- [19] BAU, João (1988)
Saneamento básico – aspectos institucionais. Vol. 9, n.º 1, p. 5-18.
- [20] SILVA, J. Evaristo da, (1988)
Políticas e problemas institucionais no âmbito da engenharia sanitária e ambiental. Vol. 9, n.º 2, p. 43-46.
- [21] ABREU, Armando Pinto de (1989)
Gestão da procura da água. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 39-50.
- [22] LEITÃO, António Eira; GUSMÃO, Joaquim Campos; MIRANDA, José Costa (1990)
Aproveitamentos hidroagrícolas: Sua integração sectorial e intersectorial. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 13-22.
- [23] FERREIRA, Flávio dos Santos (1990)
Algumas notas para o planeamento de um projecto em zona de minifúndio. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 23-30.
- [24] MENDES, Adérito José de Jesus (1990)
O planeamento e a viabilidade de aproveitamentos hidroagrícolas. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 31-36.
- [25] PINTO, F. Cardoso (1990)
O processo de adjudicação de estudos e projectos. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 65-70.
- [26] GALVÃO, José Augusto de Mira (1990)
Algumas notas e reparos relativos a gestão, exploração e manutenção. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 83-86.
- [27] PORTELA, Maria Manuela (1994)
Transformação de coordenadas entre sistemas cartográficos. Vol. 15, n.º 3, p. 59-76.
- [28] OLIVEIRA, J. Santos (1995)
Bases de uma gestão ambiental correcta de recursos hídricos em Portugal. Vol. 16, n.º 3, p. 5-12.
- [29] MARTINS, Joaquim Poças; CASTRO, Pedro Ribeiro de (1997)
Metodologias para planeamento de recursos hídricos com um sistema de informação geográfica – o modelo Hidrogis-3D. Vol. 18, n.º 1, p. 3-16.
- [30] CORREIA, Francisco Nunes (2000)
O planeamento dos recursos hídricos como instrumento de política de gestão da água. Vol. 21, n.º 1, p. 5-12.
- [31] ALMEIDA, A. Betâmio de (2000)
Reflexões sobre o planeamento da água e a situação portuguesa. Vol. 21, n.º 1, p. 13-24.

- [32] SERRA, Pedro Cunha (2000)
A propósito dos planos de recursos hídricos. Subsídios para a definição de uma política nacional para o sector da água. Vol. 21, n.º 1, p. 25-38.
- [33] RAMOS, C. Matias (2000)
Planos de bacia hidrográfica – breve reflexão sobre a sua elaboração. Vol. 21, n.º 1, p. 39-42.
- [34] CUNHA, Luís Veiga da Cunha (2002)
Perspectivas da gestão da água para o século XXI: desafios e oportunidades. Vol. 23, n.º 2, p. 33-42.
- [35] LEITÃO, António Eira; HENRIQUES, António Gonçalves (2002)
Gestão dos recursos hídricos em Portugal nos últimos 25 anos. Deriva histórica, tendências actuais e perspectivas futuras. Vol. 23, n.º 2, p. 67-84.
- [36] MALTA, Valéria de F.; DAMÁZIO, Jorge M.; MAGALHÃES, Paulo Canedo de (2003)
Uso do modelo grafo para solução de conflitos em problemas de recursos hídricos no Brasil. Vol. 24, n.º 2, p. 33-46.
- [37] CUNHA, Luís Veiga da (2004)
Novos rumos para a gestão da água. Vol. 25, n.º 3, p. 7-14.
- [38] SERRA, Pedro Cunha (2004)
A questão da dominialidade das águas e dos terrenos na nova lei da água. Vol. 25, n.º 3, p. 15-30.
- [39] SANTOS, Maria Alzira; FERNANDES, João Palha; CHARNECA, Nuno; GONÇALVES, António; LUCAS, Bruno (2006)
As tecnologias de informação na gestão ambiental. A experiência do Núcleo de Tecnologias de Informação do LNEC. Vol. 27, n.º 2, p. 55-70.
- [40] SILVA, Marisa; MAIA, Rodrigo (2007)
Controlo da qualidade da água em sistemas de abastecimento público: reflexos da implementação da legislação. Vol. 28, n.º 3, p. 25-32.

TEMA [2]

HIDRÁULICA GERAL

- [1] ALMEIDA, António Betâmio de (1981)
Solicitações sísmicas hidrodinâmicas em condutas. Vol. 2, n.º 2, p. 29-44.
- [2] RAMOS, C. Matias; SARAIVA, J. A. Gil (1981)
Dimensionamento de grades de protecção de circuitos hidráulicos. Vol. 2, n.º 3, p. 73-110.
- [3] MAGALHÃES, A. Pinto de (1982)
Utilização de descarregadores em labirinto. Vol. 3, n.º 1, p. 49-62.
- [4] RAMOS, Carlos Matias (1982)
Estruturas de dissipação de energia por jactos cruzados: critérios de dimensionamento. Vol. 3, n.º 2, p. 33-56.
- [5] LENCASTRE, Armando (1982)
Descarregadores de cheias com grande concentração de energia. Arranjo geral e dissipação de energia. Vol. 3, n.º 3, p. 9-50.

- [6] HENRIQUES, António Gonçalves (1986)
Simulação em modelo matemático de escoamentos com superfícies livre em regime variável. Vol. 7, n.º 1, p. 65-86.
- [7] PEREIRA, António Jorge dos Santos; ALMEIDA, António Betâmio de (1988)
Fórmula explícita e universal para cálculo da perda de carga em tubagens em pressão. Vol. 9, n.º 1, p. 19-32.
- [8] PEREIRA, António Jorge dos Santos; ALMEIDA, António Betâmio de (1989)
Fórmula explícita e universal para cálculo da perda de carga em tubagens em pressão. Vol. 10, n.º 1,2, 3, p. 91-94.
- [9] LIMA, João L. M. Pedroso de (1991)
Dimensionamento bio-hidráulico de canais com vegetação: I – Modelos de perdas de carga. Vol. 12, n.º 3, p. 35-42.
- [10] ALMEIDA, M. T.; LIMA, João L. M. Pedroso de (1991)
Dimensionamento bio-hidráulico de canais com vegetação: II – Plantas infestantes aquáticas. Vol. 12, n.º 3, p. 43-50.
- [11] RIJO, Manuel (1992)
Regimes hidráulicos transitórios em redes de rega reguladas por montante. Modelo SIMCAR. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 5-14.
- [12] FRANCO, António Bento (1992)
Simulação numérica de cheias provocadas por roturas de barragens em série. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 77-88.
- [13] RIJO, Manuel (1993)
Avaliação de caudais num canal de rega através de uma soleira espessa modificada. Vol. 14, n.º 1, p. 21-28.
- [14] MAGALHÃES, A. P.; LORENA, M. L. (1993)
Dimensionamento de descarregadores em labirinto. Doze anos de experiência do LNEC. Vol. 14, n.º 1, p. 39-44.
- [15] SILVA, António Pestana da (1993)
Sistemas hidráulicos sob pressão sujeitos a excitações harmónicas: análise no domínio das frequências. Vol. 14, n.º 1, p. 49-52.
- [16] MORAIS, Helena C. V. S. Pacheco; ALMEIDA, M. T.; LIMA, João L. M. Pedroso de (1994)
Dimensionamento bio-hidráulico de canais com vegetação: III – Vegetação infestante em canais do Baixo Mondego. Vol. 15, n.º 1, p. 3-10.
- [17] SILVA, António Pestana da (1994)
Frequências próprias e modos de vibração em sistemas hidráulicos sob pressão. Vol. 15, n.º 3, p. 19-24.
- [18] RIJO, Manuel; ALMEIDA, A. Betâmio de (1994)
Modelação matemática de comportas AMP (AMIL). Vol. 15, n.º 2, p. 67-74.
- [19] CARMO, José S. Antunes do; LIMA, João Pedroso de; SANTOS, Fernando Seabra (1995)
Dimensionamento bio-hidráulico de canais com vegetação: IV – Análise da importância da distribuição espacial de vegetação aquática no escoamento através de modelação numérica. Vol. 16, n.º 1, p. 21-32
- [20] FERREIRA, Rui M. L.; LEAL, João G. A. B.; CARDOSO, António H. (1999)
Modelação matemática da propagação de ondas de cheia resultantes da ruptura súbita de barragens em canais de leito móvel. Vol. 20, n.º 1, p. 51-70.

- [21] GAMEIRO, Paulo Lopes; FRANCO, António Bento; ALMEIDA, António Betâmio de (1999)
Modelação computacional de escoamentos rápidos em canais com transições de largura lineares. Vol. 20, n.º 2, p. 5-18.
- [22] FRANCO, António Bento (1999)
Propagação de cheias com ondas de frente abrupta. Modelação computacional bidimensional (modelo biplan). Vol. 20, n.º 2, p. 19-42.
- [23] RAMOS, Helena; ALMEIDA, António Betâmio de (2000)
Modelação computacional de tomadas de água do tipo tirolês e estruturas de controlo de caudal. Vol. 21, n.º 2, p. 53-62.
- [24] MATOS, Jorge; QUINTELA, António de Carvalho; RAMOS, Carlos Matias (2000)
Sobre a protecção contra a erosão de cavitação em descarregadores de cheias em degraus. Vol. 21, n.º 3, p. 91-96.
- [25] MENDES, P. Amado; SANTOS, F. J. Seabra; CARMO, J. S. Antunes (2001)
Escoamentos unidimensionais com superfície livre: análise comparativa de métodos numéricos com ênfase no tratamento dos termos fonte. Vol. 22, n.º 1, p. 5-24.
- [26] RAMOS, Helena; ALMEIDA, António Betâmio de (2001)
Análise experimental e computacional no controlo dos transitórios hidráulicos induzidos por pequenas turbinas de reacção. Vol. 22, n.º 2, p. 89-100.
- [27] VERÍSSIMO, Maria Raquel; PINHEIRO, António N. (2003)
Tomada de água do tipo tirolês. Dimensionamento hidráulico da grelha e do canal colector. Vol. 24, n.º 1, p. 7-18.
- [28] VERÍSSIMO, Maria Raquel; PINHEIRO, António N. (2003)
Controle do caudal derivado em tomadas de água do tipo tirolês. Vol. 24, n.º 1, p. 19-26.
- [29] MELO, J. Falcão de; PINHEIRO, António N.; RAMOS, C. Matias (2003)
Pressões dinâmicas na soleira de bacias de dissipação por jactos. Influência do arrastamento de ar. Vol. 24, n.º 1, p. 27-38.
- [30] FAEL, Cristina S.; PINHEIRO, António N. (2003)
Escoamentos em quedas sucessivas. Condições de ocorrência e energia residual. Vol. 24, n.º 1, p. 39-50.
- [31] CARMO, José Simão Antunes do (2004)
Modelação hidrodinâmica em condições de água pouco profunda. Aplicações. Vol. 25, n.º 2, p. 43-56.
- [32] MEIRELES, Inês; MATOS, Jorge; MELO, José Falcão de (2005)
Altura piezométrica e energia específica do escoamento deslizante sobre turbilhões no pé de descarregadores de cheias em degraus. Vol. 26, n.º 1, p. 7-16.
- [33] RAMOS, Helena; ALMEIDA, A. Betâmio de; BORGA, A.; ANDERSON, A. (2005)
Simulation of severe hydraulic transient conditions in hydro and pump systems. Vol. 26, n.º 2, p. 7-16.
- [34] TIJSSELING, Arris S.; VARDY, Alan E.; LESLIE-MILBOURNE, Della J. (2005)
Waterhammer in flexibly supported pipe systems Vol. 26, n.º 2, p. 17-24.
- [35] RAMOS, Helena; COVAS, Dídía (2005)
Mechanical response of plastic pipes during hydraulic transients. Vol. 26, n.º 2, p. 25-36.

- [36] BERGANT, Anton; DUDLIK, Andreas; POTHOF, Ivo; SHOENFELD, Sri Budi H.; TIJSSELING, Arris S.; VARDY, Alan E. (2005)
Case studies of inertia-driven fluid transients in pipe systems containing liquids. Vol. 26, n.º 2, p. 37-44.
- [37] RAMOS, Helena; BORGA, A.; BERGANT, Anton; COVAS, Dídia; ALMEIDA, A. Betâmio de (2005)
Analysis of surge effects in pipe systems by air release/venting. Vol. 26, n.º 2, p. 45-58.
- [38] BROWN, Jim; VARDY, Alan; TIJSSELING, Arris (2005)
Response of wall heat transfer to flows along a cylindrical cavity and to seepage flows in the surrounding medium. Vol. 26, n.º 2, p. 57-68.
- [39] COVAS, Dídia; RAMOS, Helena; YOUNG, Alan; JÓN, Daniel (2005)
Transient pressure signals for leak detection in water pipe systems. Vol. 26, n.º 2, p. 69-80.
- [40] SANTOS, Margarida Isabel Martins dos; HIPÓLITO, João Reis (2006)
Análise de funções de vazão em águas de transição. Vol. 27, n.º 2, p. 71-80.
- [41] SANTOS, Joana Brito dos; ALMEIDA, António Betâmio de (2007)
Análise de incertezas na modelação da ruptura de barragens de enrocamento. Vol. 28, n.º 1, p. 5-14.

TEMA [3]

QUALIDADE DA ÁGUA, POLUIÇÃO E SAÚDE PÚBLICA

- [1] HALL, Aristides (1980)
Indicadores da qualidade da água. Vol. 1, n.º 1, p. 29-56.
- [2] VALENTIM, Ramiro Ribeiro (1980)
Água minero-medicinal de Valverde-Lagos. Parte I – Aspectos bioquímicos e fisio-farmacológicos. Vol. 1, n.º 2, p. 77-90.
- [3] PENEDA, Maria Constança (1981)
Aperfeiçoamento de uma técnica de avaliação rápida de toxicidade. Vol. 2, n.º 2, p. 17-28.
- [4] CARRONDO, M. J. Teixeira (1981)
Linhas actuais da investigação em controle de poluição: Notícia sobre a 10ª Conferência da International Association of Water Pollution Research (IAWPR). Vol. 2, n.º 2, p. 75-92.
- [5] BAPTISTA, António Melo (1982)
Introdução aos estudos de recirculação e impacto térmico de centrais térmicas refrigeradas em circuito aberto para o mar. Vol. 3, n.º 2, p. 17-32.
- [6] ANTUNES, César Ferreira; GODINHO, Rui Manuel Carvalho; ROSA, José Domingos Maria (1983)
Rejeição de efluentes industriais na bacia do Tejo e sua incidência no abastecimento de água à região de Lisboa. Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 75-88.
- [7] O'KANE, J. P.; RIBEIRO, Filipa G.; CASTANHEIRO, Jorge M. S. (1983)
Uma metodologia para dados de cargas poluentes para o projecto "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo". Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 89-98.
- [8] CAMÕES, M. Filomena G. F. C.; OSÓRIO, Edite (1984)
Determinação de pH em águas naturais. Vol. 5, n.º 2, p. 33-38.

- [9] VELOSO, Maria Manuela; NUNES, João Manuel Tito; GIL, Arminda Santos; MATEUS, Maria Isabel Furtado (1984)
Risco de salinização pela água de rega na várzea de Loures. Vol. 5, n.º 3, p. 3-16.
- [10] SUSCHKA, Jan (1985)
Considerações sobre a mineralização das águas de alguns rios de Moçambique. Vol. 6, n.º 2, p. 15-34.
- [11] FONSECA, E. Cardoso; HALL, A.; LUCAS, M. Fernanda; ARAÚJO, J. Renato (1986)
Sobre o impacto do efluente das minas do Braçal e Talhadas na qualidade da água dos rios Mau e Alfusqueiro. Vol. 7, n.º 1, p. 101-118.
- [12] FARIA, António S. Lobato de; TAVARES, Maria Helena P. (1986)
Tema e aplicação em Portugal da directiva da CEE sobre águas de banho. Vol. 7, n.º 2, p. 37-42.
- [13] PORTELA, Artur; MATHEOPOULOS, Chrysanthos; ROA, Leonardo; JENSEN, Pedro; BARBOSA, Rui (1987)
Intrusão salina no rio Guamá durante o enchimento do reservatório de Tucuruí. Vol. 8, n.º 3, p. 79-92.
- [14] AFONSO, L. Amaral; BORGES, Luís; PICADO, Ana M; SALGADO, Pedro (1988)
Determinação analítica da concentração de poluente que corresponde a 50% de imobilidade de Daphnia. Vol. 9, n.º 1, p. 51-56.
- [15] SOUSA, J. M. Gomes de (1988)
Qualidade da água. Vol. 9, n.º 2, p. 19-32.
- [16] BISCAYA, José Luís (1988)
Hidrocarbonetos em estuários e «mar aberto» - Zona Norte. Vol. 9, n.º 3, p. 35-56.
- [17] BAPTISTA, Jaime F. Melo; CORREIA, Francisco Nunes (1989)
Qualidade das águas destinadas ao consumo humano – O impacte da directiva comunitária em Portugal. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 71-82.
- [18] VIANA, Paula M. B.; MATOS, João A. S. Silva (1989)
Níveis de tri-halometanos, nas águas de consumo, nos concelhos de Lisboa, Cascais e Loures. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 83-90.
- [19] FONSECA, Ribeiro da; ALMEIDA, Lúcia de (1991)
Barragem de Águas Claras e Barragem de Rejeitados do novo complexo mineiro das Pirites SA em Aljustrel. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 55-62.
- [20] BARROS, Margarida Conte de (1991)
Sobre o sistema de garantia da qualidade para a análise de águas. Vol. 12, n.º 3, p. 11-24.
- [21] SEQUEIRA, E. Menezes de (1991)
Poluição difusa dos recursos hídricos. Vol. 12, n.º 3, p. 59-64.
- [22] GOUVEIA, Maria Luísa (1991)
Metodologia de organização de um sistema de controle físico-químico em redes de distribuição. Vol. 12, n.º 3, p. 65-78.
- [23] COSTA, Vera Bruto da (1993)
Concepção e equacionamento da rede laboratorial da Direcção-Geral dos Recursos Naturais. Vol. 13, n.º 3, p. 29-34.

- [24] HEITOR, Ana Margarida Fernandes (1993)
Caracterização físico-química e bacteriológica de águas de origem subterrânea da bacia do Cávado. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 21-28.
- [25] LEITÃO, Teresa Eira; ZUNGAILIA, E.; FERREIRA, J. P. Cárcomo Lobo (1993)
Reabilitação de aquíferos contaminados. Metodologias de abordagem. Vol. 14 n.º 2, 3, p. 29-40.
- [26] FERNANDES, Luís F.; SILVA, M. Oliveira e (1993)
Qualidade da água nas captações de água subterrânea para abastecimento da cidade de Bragança. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 41-54.
- [27] MORAIS, Manuel de Jesus Ferreira (1993)
As termas de Sangemil - Parâmetros ambientais. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 55-60.
- [28] MENDONÇA, J. J. Lopo (1993)
Identificação e estudo da propagação de contaminações salinas no sistema aquífero terciário do Tejo e Sado. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 61-66.
- [29] PINTO, F. Taveira; GOMES, F. Veloso (1993)
A intrusão salina no areal de Zebreiros (Rio Douro). Vol. 14, n.º 2, 3, p. 67-72.
- [30] NUNES, J. Fernandes; LEITÃO, José; SILVA, M.ª Francisca; DINIZ, Paula; COELHO, Pinto (1995)
Efluentes mineiros e protecção do meio hídrico - barragem de rejeitados das pirites alentejanas. Vol. 16, n.º 1, p. 7-20.
- [31] NOVO, Maria Emília (1995)
Poluição no aquífero aluvial do rio Sizandro. Vol. 16, n.º 1, p. 71-80.
- [32] BAETA-HALL, Lina (1996)
Poluição microbiológica na região da Costa do Estoril – estudo preliminar. Vol. 17, n.º 2,3, p. 33-38.
- [33] COSTA, Eduardo; HAIE, Naim (1997)
Aplicação de SIG à gestão da qualidade das águas subterrâneas do concelho de Braga. Vol. 18, n.º 1, p. 17-24.
- [34] COELHO, Pedro Santos; RODRIGUES, António Carmona (1997)
Simulação da qualidade da água em sistemas de albufeira-rio. Vol. 18, n.º 2, p. 19-24.
- [35] GERALDES, Ana M.; BOAVIDA, Maria José (1998)
Variação de alguns parâmetros indicadores da qualidade da água em duas albufeiras da Serra da Estrela. Vol. 19, n.º 2,3, p. 21-28.
- [36] COELHO, Pedro Santos; RODRIGUES, António Carmona; DIOGO, Paulo Alexandre (1999)
Modelação da qualidade da água no empreendimento de fins múltiplos da Agueira-Raiva. Vol. 20, n.º 1, p. 83-92.
- [37] DUARTE, António A. L. Sampaio; PINHO, José L. Silva; BOAVENTURA, Rui A. Rocha; VIEIRA, José M. Pereira (1999)
Modelação da hidrodinâmica e da dispersão longitudinal no rio Mondego. Vol. 20, n.º 1, p. 93-102.
- [38] GARCIA, Renato L.; TUCCI, Carlos E. M. (2000)
Simulação da qualidade da água em rios em regime não-permanente: Rios dos Sinos. Vol. 21, n.º 2, p. 17-26.

- [39] FAVAS, Paulo J. C.; CONDE, Luís E. N. (2000)
Impacte de uma mina abandonada na qualidade das águas superficiais: o exemplo das minas de vale das gatas (Sabrosa-Vila Real). Vol. 21, n.º 3, p. 31-46.
- [40] BARBOSA, Ana estela; HVITVED-JACOBSEN, Thorkild (2000)
Projectar bacias de infiltração para a gestão de águas pluviais urbanas. Vol. 21, n.º 3, p. 125-132.
- [41] RODRIGUES, Susana; BERNARDINO, Rita; ALVES, Maria Helena; RAFAEL, Maria Teresa; HENRIQUES, António Gonçalves (2003)
Proposta de uma rede de monitorização da qualidade ecológica das águas superficiais nas bacias do Guadiana e ribeiras do Algarve segundo a directiva-quadro da água. Vol. 24, n.º 3, p. 13-24.
- [42] CARVALHO, Fernando P.; OLIVEIRA, João M.; LOPES, Irene; BATISTA, Aleluia (2007)
Radioactividade nos principais rios da Beira Alta. Vol. 28, n.º 1, p. 43-52.

TEMA [4] HIDROLOGIA

- [1] MELLO, Francisco Mercês de (1980)
Intensidade máxima-duração-frequência para a precipitação no posto meteorológico de Évora. Vol. 1, n.º 1, p. 5-14.
- [2] LOUREIRO, João M.; COSTA, Luís H. Chaves da (1980)
Caudal máximo de cheia – Cursos de água ao sul do Tejo. Vol. 1, n.º 1, p. 57-74.
- [3] TAVARES, Luís Valadares (1980)
Simulação hidrológica de escoamentos diários. Vol. 1, n.º 2, p. 17-34.
- [4] HENRIQUES, António Gonçalves; COELHO, Dário da Cruz (1980)
Extensão de séries hidrológicas baseadas em registos incompletos. Vol. 1, n.º 2, p. 45-60.
- [5] TAVEIRA, António Augusto de Sousa (1980)
A análise de frequência regional das cheias - Região do nordeste de Portugal. Vol. 1, n.º 3, p. 43-82.
- [6] LOUREIRO, João José Mimoso (1980)
Breve história dos molinetes hidráulicos. Vol. 1, n.º 3, p. 97-108.
- [7] MELLO, Francisco Mercês de; LÚCIO, José Lino do Nascimento (1981)
Optimização dos coeficientes de propagação de Muskingum pelo método de Velder Mead. Vol. 2, n.º 1, p. 25-36.
- [8] LOUREIRO, João Mimoso (1981)
Regime pluviométrico, estimativa dos recursos de águas superficiais estiagem e anos secos no Algarve. Vol. 2, n.º 1, p. 47-62.
- [9] HENRIQUES, António Gonçalves (1981)
Testes de adaptabilidade de modelos de distribuição de extremos com parâmetros estimados a partir da amostra. Vol. 2, n.º 2, p. 3-16.
- [10] LOUREIRO, João Mimoso; MACEDO, Maria Emília Van Zeller de (1981)
Precipitação máxima em 24 horas para diferentes períodos de retorno. Vol. 2, n.º 2, p. 45-62.

- [11] LOUREIRO, João José Mimoso; PINTO, Manuel dos Santos (1981)
Relação entre a intensidade da precipitação para diferentes durações – Bacia do Mondego. Vol. 2, n.º 3, p. 61-72.
- [12] LOUREIRO, João Mimoso; MACEDO, Maria Emília Van Zeller de (1982)
Relação entre a evaporação Tina e Piche. Vol. 3, n.º 1, p. 63-92.
- [13] SANTOS, Maria Alzira (1982)
Sobre o cálculo dos coeficientes de Thiessen. Vol. 3, n.º 2, p. 3-16.
- [14] LOUREIRO, João Mimoso; MACHADO, M^a de Lourdes Ramos; NUNES, M^a Noémia da Fonseca (1982)
Monografia hidrológica do rio Guadiana. Vol. 3, n.º 2, p. 69-94.
- [15] FERREIRA, Maria Isabel F. R.; PEREIRA, Luís Santos (1982)
Estudo comparativo de várias fórmulas climáticas para o cálculo de evapotranspiração de referência. Vol. 3, n.º 3, p. 61-78.
- [16] LOUREIRO, João José Mimoso; NUNES, Maria Noémia da Fonseca; BOTELHO, Orlando Ferreira (1983)
Monografia hidrológica do rio Sado. Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 37-74.
- [17] LOUREIRO, João M. (1984)
Expressão para o cálculo do caudal máximo de cheia em cursos de água de Portugal. Vol. 5, n.º 1, p. 53-78.
- [18] LOUREIRO, João José Mimoso (1984)
Monografia hidrológica da ilha da Madeira. Vol. 5, n.º 2, p. 53-72.
- [19] ALMEIDA, A. Betâmio de (1985)
Fórmulas aproximadas para dimensionamento preliminar de bacias de retenção de águas pluviais. Vol. 6, n.º 1, p. 5-22.
- [20] HENRIQUES, António Gonçalves (1985)
Cálculo de caudais de cheia em cursos de água em Portugal com base em séries de caudais instantâneos máximos anuais. Vol. 6, n.º 2, p. 59-68.
- [21] RODRIGUES, António Gonçalves; AZEVEDO, Maria de Fátima de Almeida; HENRIQUES, António Gonçalves (1985)
Avaliação de caudais de cheia e mapeamento de zonas inundáveis – aplicação ao caso da ribeira da Laje (Oeiras). Vol. 6, n.º 3, p. 3-12.
- [22] LOUREIRO, João José Mimoso; MACHADO, Maria de Lourdes Ramos (1985)
Monografia hidrológica do rio Ave. Vol. 6, n.º 3, p. 13-28.
- [23] ALMEIDA, A. Betâmio de (1985)
Um modelo matemático para dimensionamento de colectores de águas pluviais Aplicação e análise de sensibilidade. Vol. 6, n.º 3, p. 43-60.
- [24] DAVID, Jorge Soares; HENRIQUES, Manuel Osório; REGO, Zózimo Castro (1986)
Estudo preliminar sobre as influências hidrológicas do *Eucalyptus globulus* Labill. Vol. 7, n.º 1, p. 5-40.
- [25] SANTOS, Emídio Gil (1986)
Transferência de informação. Vol. 7, n.º 2, p. 3-20.
- [26] DAVID, Jorge Soares; HENRIQUES, Manuel Osório (1988)
Diversidade de processos de escoamento em algumas pequenas bacias portuguesas. Vol. 9, n.º 1, p. 33-44.

- [27] CÂMARA, Gonçalo Nuno Noronha da; LOUREIRO, João José Mimoso (1988)
Medição de caudais na ilha da Madeira. Vol. 9, n.º 1, p. 45-50.
- [28] LOUREIRO, João Mimoso; OLIVEIRA, Rodrigo (1989)
A cheia de 25 de Novembro de 1988 na ribeira do Beliche. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 5-12.
- [29] CONCEIÇÃO, João da; CARVALHO, Arnaldo; LOUREIRO, João Mimoso (1989)
Monografia hidrológica das ilhas de S. Tomé e Príncipe. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 27-38.
- [30] LIMA, João L. M. Pedroso de (1991)
Escoamento superficial: modelação matemática através do método da onda cinemática. Vol. 12, n.º 3, p. 3-10.
- [31] SILVA, M. Manuela Portela Correia dos Santos Ramos da (1992)
Desagregação diária por etapas. Aplicação à geração de séries sintéticas de escoamentos diários. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 43-54.
- [32] HIPÓLITO, João Nuno A. R. (1993)
Capacidade de infiltração. Ensaio numéricos à luz da teoria da semelhança. Vol. 14, n.º 1, p. 29-38.
- [33] RODRIGUES, Rui (1994)
A hidrologia como geociência no final do século XX. Vol. 15, n.º 1, p. 35-40.
- [34] VAZ, Álvaro Carmo (1994)
Caracterização e monitorização de secas – Uma metodologia. Vol. 15, n.º 2, p. 21-32.
- [35] VAZ, Álvaro Carmo (1994)
Caracterização e monitorização de secas - Estudos de casos. Vol. 15, n.º 2, p. 33-44.
- [36] TOMÁS, Pedro Pereira; COUTINHO, Miguel Azevedo (1994)
Análise da distribuição temporal da precipitação em acontecimentos pluviosos – Curvas DTP. Vol. 15, n.º 2, p. 75-82.
- [37] COUTINHO, Miguel Azevedo; ANTUNES, Carla Rolo; TOMÁS, Pedro Pereira; LOUREIRO, Nuno de Santos (1994)
Caracterização da erosividade da precipitação no sul de Portugal. Vol. 15, n.º 3, p. 25-32.
- [38] BRANDÃO, Cláudia; HIPÓLITO, João Nuno (1997)
Curvas de possibilidade udométrica (IDF) para Aveiro, Lisboa, Évora e Faro. Vol. 18, n.º 1, p. 45-52.
- [39] PORTELA, Maria Manuela; HIPÓLITO, João Nuno (1997)
Tratamento automático das singularidades exibidas por modelos digitais do relevo do tipo TIN (malhas triangulares). Vol. 18, n.º 1, p. 73-82.
- [40] PORTELA, Maria Manuela; QUINTELA, António de Carvalho (1998)
Indícios de mudanças climáticas em séries de precipitação em Portugal Continental. Vol. 19, n.º 2,3, p. 41-74.
- [41] PESTANA, António (1999)
Elaboração de cartas de probabilidades de inundação. Vol. 20, n.º 2, p. 43-48.
- [42] REGO, Filipe Castro; CORREIA, Francisco Nunes (2000)
Utilização de sistemas de informação geográfica (SIG) e de modelação hidrológica e hidráulica na delimitação de leitos de cheia. Vol. 21, n.º 2, p. 27-36.

- [43] PORTELA, Maria Manuela; QUINTELA, António de Carvalho (2000)
Estudo regional de volumes de água garantidos por albufeiras em rios portugueses. Vol. 21, n.º 3, p. 97-106.
- [44] LANÇA, Rui Miguel Madeira; RODRIGUES, António Carmona (2000)
Um modelo distribuído de precipitação/escoamento superficial. Aplicação à Ribeira de Alportel em condições de cheia. Vol. 21, n.º 3, p. 107-116.
- [45] SERRA, Pedro Cunha (2000)
Aplicação de um modelo não paramétrico na inferência estatística sobre caudais de cheia excepcionais do rio Douro na Régua. Vol. 21, n.º 3, p. 117-124.
- [46] OLIVEIRA, Manuel de Sousa; FERNANDES, Irene Ramos; SILVA, José Dias da (2002)
Laminação das cheias do rio Douro em albufeiras nos afluentes portugueses. Vol. 23, n.º 1, p. 29-44.
- [47] QUINTELA, António de Carvalho; PORTELA, Maria Manuela (2002)
A modelação hidrológica em Portugal nos últimos 25 anos do século XX, nas perspectivas determinística, probabilística e estocástica. Vol. 23, n.º 2, p. 7-22.
- [48] CLARKE, Robin T. (2002)
Stochastic hydrology revisited. Vol. 23, n.º 2, p. 23-32.
- [49] PESTANA, António (2003)
Definição probabilística de bacias hidrográficas e de linhas de escoamento. Vol. 24, n.º 3, p. 7-12
- [50] PORTELA, Maria Manuela; GASPAR, Maria Alexandra Magalhães; HORA, Guilherme Rodrigues da (2003)
Isolinhas anuais médias do escoamento na Ilha da Madeira. Vol. 24, n.º 3, p. 25-36.
- [51] CANHOTO, Cristina; ABELHO, Manuela; GRAÇA, Manuel Augusto (2004)
Efeitos das plantações de *eucalyptus globulus* dos ribeiros de Portugal. Vol. 25, n.º 1, p. 59-66.
- [52] PORTELA, Maria Manuela (2005)
Proposta de procedimento hidrológico-hidráulico para definir caudais ecológicos em cursos de água do sul de Portugal Continental. Vol. 26, n.º 1, p. 17-36.
- [53] DUARTE, António Canatário; AFONSO, Filipe Jorge; CASTIEL, Elias Fereres; IÑIGUEZ, Luciano Mateos. (2006)
Influência da resolução do modelo digital do terreno na configuração topográfica de uma bacia hidrográfica. Vol. 27, n.º 1, p. 7-14.
- [54] PORTELA, Maria Manuela (2006)
Estimação de precipitações intensas em bacias hidrográficas de Portugal Continental. Vol. 27, n.º 1, p. 15-32.
- [55] PORTELA, Maria Manuela; QUINTELA, António Carvalho (2006)
Estimação em Portugal Continental de escoamentos e de capacidades úteis de albufeiras de regularização na ausência de informação hidrométrica local. Vol. 27, n.º 2, p. 7-18.
- [56] PORTELA, Maria Manuela; SANTOS, João Filipe (2006)
Estimação de escoamentos superficiais mensais em Portugal Continental baseada na evapotranspiração potencial de Thornthwaite. Vol. 27, n.º 2, p. 19-34.
- [57] SERRA, Pedro Cunha (2006)
Momentos-L para distribuição Log-Pearson tipo III. Vol. 27, n.º 2, p. 35-46.

- [58] HIPÓLITO, João Reis; SANTOS, Emídio Gil; PORTELA, Maria Manuela (2006)
Contribuição para o estabelecimento de um factor de majoração para a fórmula racional. Vol. 27, n.º 2, p. 47-54.
- [59] BRANDÃO, Cláudia; RODRIGUES, Rui; MANUEL, Teresa (2006)
Potencial erosivo da precipitação e seu efeito em Portugal Continental. Vol. 27, n.º 2, p. 81-88.
- [60] PAULO, Ana Ambrósio; PEREIRA, Luís Santos (2008)
Secas e gestão de risco: caracterização e predição de secas e sua aplicação ao sul do país. Vol. 29, n.º 1, p. 73-86.
- [61] PORTELA, Maria Manuela; DELGADO, José Miguel (2009)
Estimação de caudais de ponta cheia a partir de amostras com reduzida dimensão. Vol. 30, n.º 1, p. 43-54.

TEMA [5]

ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E TERMALISMO

- [1] COSTA, António G. Sá da (1981)
Escoamento de águas subterrâneas. 1 – Etapas na modelação. Vol. 2, n.º 2, p. 63-74.
- [2] ALMEIDA, C.; ROMARIZ, C.; SILVA, M. Oliveira (1984)
Hidroquímica da ilha da Madeira. Vol. 5, n.º 3, p. 33-42.
- [3] FERNANDES, Vasco G. (1987)
Pequenas barragens subterrâneas: Algumas sugestões para a sua construção. Vol. 8, n.º 1, p. 5-22.
- [4] PARADELA, Pedro Lopes (1987)
Novamente a falácia da radiestesia. Vol. 8, n.º 3, p. 43-54.
- [5] ALMEIDA, Carlos; RODRIGUES, J. Delgado; LOPES, Ana Rita S. (1989)
Interpretação automática de ensaios em patamares de caudal. I – Aspectos teóricos. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 59-64.
- [6] RODRIGUES, J. Delgado; ALMEIDA, Carlos; LOPES, Ana Rita S. (1989)
Interpretação automática de ensaios em patamares de caudal. II - Aplicações. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 65-70.
- [7] GUERREIRO, Jorge A. Maia; CHAVES, José A. Botelho; MENDONÇA, João J. Lopo (1991)
Construção de poços de drenos horizontais e radiais para captação de água destinada ao abastecimento de Coimbra. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 15-20.
- [8] MONTEIRO, J. Paulo; SILVA, M. Lourenço (1993)
Estudo hidrogeológico dos calcários dolomíticos de Escusa (Castelo de Vide). Vol. 14, n.º 1, p. 13-20.
- [9] CRUZ, J. Virgílio; CARVALHO, M. R.; COUTINHO, R.; FORJAZ, V. H. (1993)
Notas sobre o estudo isotópico das águas subterrâneas da ilha de Santa Maria (Açores). Vol. 14, n.º 1, p. 45-48.
- [10] FERREIRA, J. P. Cárcamo Lobo (1993)
Recursos hídricos subterrâneos em Portugal, componente fundamental do desenvolvimento: Introdução à sua caracterização quantitativa e qualitativa. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 3-20.

- [11] AIRES-BARROS, Luís; MARQUES, José Manuel; GRAÇA, Rui Córes (1993)
O papel da geoquímica isotópica na avaliação dos recursos geotérmicos da região de Chaves. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 73-80.
- [12] MARQUES, José Manuel; AIRES-BARROS, Luís; GRAÇA, Rui Córes (1993)
Sobre a aplicação da modelação matemática à hidrogeoquímica das águas termais de Chaves. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 89-94.
- [13] MENDONÇA, J. J. Lopo (1993)
Critérios e métodos de definição de perímetros de protecção de captações de água subterrânea. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 95-100.
- [14] CORREIA, Paula Mimo; MACEDO, Maria Emília; SOARES, António M. Monge; VIEIRA, Maria da Conceição; SANTOS, Joaquim Braga dos (1994)
Origem da salinização no sistema aquífero da bacia do baixo Sado, na região de Setúbal. Vol. 15, n.º 1, p. 41-48.
- [15] FERREIRA, Martim Ramiro Portugal e Vasconcelos; OLIVEIRA, Alcino de Sousa (1995)
Prospecção hidrogeológica em Vrea de Bornes (Vila Pouca de Aguiar). Vol. 16, n.º 2, p. 3-12.
- [16] FERREIRA, J. P. Cárcomo Lobo (1995)
Avaliação da recarga de aquíferos usando a modelação estocástica inversa. Aplicação ao aquífero de Rio Maior. Vol. 16, n.º 2, p. 19-24.
- [17] PEREIRA, Maria do Rosário; ALMEIDA, Carlos (1995)
Caracterização hidráulica de aquíferos fracturados em Trás-os-Montes Oriental. Vol. 16, n.º 3, p. 55-66.
- [18] COUTINHO, Rui; CARREIRA, P. M.; ALMEIDA, C.; SOARES, A. M. Monge; VIEIRA, M. C. R.; CARVALHO, M. R.; CRUZ, J. V. (1996)
Estudo isotópico dos sistemas aquíferos do maciço das Sete Cidades, S. Miguel – resultados preliminares. Vol. 17, n.º 2,3, p. 25-32.
- [19] MENDONÇA, J. J. Lopo (1996)
Características hidráulicas do aquífero terciário do Tejo e do Sado na região da lezíria de Vila Franca de Xira. Vol. 17, n.º 2,3, p. 53-66.
- [20] RIBEIRO, Luís; LOPES, Ana Rita; RODRIGUES, Filipa; CUPETO, Carlos (1999)
Contribuição da análise de tendências para a optimização das redes de monitorização piezométrica dos sistemas aquíferos de Portugal – Uma aplicação ao subsistema quaternário de Aveiro. Vol. 20, n.º 1, p. 27-36.
- [21] MENDONÇA, J. Lopo; DIAS, J. L. Feiteira (2000)
Sistemas aquíferos aluvionares na bacia hidrográfica do rio Mondego. Vol. 21, n.º 2, p. 63-70.
- [22] CUNHA, Maria da Conceição; ANTUNES, António Pais (2000)
Um modelo de optimização para a gestão de aquíferos em ambiente de competição. Vol. 21, n.º 3, p. 5-12.
- [23] PARALTA, Eduardo; RIBEIRO, Luís (2000)
Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja. Vol. 21, n.º 3, p. 47-58.
- [24] RODRIGUES, Nelson E. V.; CORREIA, Carla G.; DIAS, J. M. Matos (2000)
Ensaio de bombagem em maciços fracturados – termas das Caldas da Figueira. Vol. 21, n.º 3, p. 59-68.

- [25] FERREIRA, J. P. Cárcomo Lobo; MIGLIARI, Emanuele (2001)
Contribuição para uma gestão otimizada das águas subterrâneas: fundamentos e aplicação a um caso de estudo em Portugal. Vol. 22, n.º 2, p. 101-126.
- [26] RIBEIRO, Luís; SALGUEIRO, Rita; AMARO, Sónia; NASCIMENTO, João; OLIVEIRA, Elisabete (2002)
Classificação dos sistemas aquíferos de Portugal continental segundo a sua produtividade. Vol. 23, n.º 1, p. 55-62.
- [27] OLIVEIRA, Manuel Mendes; FERREIRA, J. P. Cárcomo Lobo (2002)
Proposta de uma metodologia para a definição de áreas de infiltração máxima. Vol. 23, n.º 1, p. 63-74.
- [28] VIEIRA, João; DILL, Amélia Carvalho; LUCAS, Helena (2002)
Seleção das captações subterrâneas a incluir no subsistema multimunicipal de abastecimento de água ao barlavento algarvio. Vol. 23, n.º 1, p. 99-110.
- [29] RIBEIRO, Luís; COSTA, Augusto; DILL, Amélia Carvalho; NUNES, Luís Miguel; PINA, Pedro; BARATA, Teresa; GRUEAU, Cédric; OLIVEIRA, Elisabete; VIEIRA, João; FERNANDES, Judite; PARALTA, Eduardo; MIDÕES, Carla; LOURENÇO, Carla; FRANCÉS, Alain (2002)
O parque natural hidrogeológico de Moura. Vol. 23, n.º 1, p. 121-136.
- [30] REBOUÇAS, Aldo da C. (2002)
A inserção da água subterrânea no sistema nacional de gerenciamento. Vol. 23, n.º 2, p. 113-124.
- [31] NUNES, Luís Miguel; RIBEIRO, Luís (2003)
Revisão de modelos para determinação de variáveis efectivas de aquíferos: macrodispersividade e condutividade hidráulica. Vol. 24, n.º 2, p. 57-78.
- [32] MENDONÇA, J. Lopo; ALMEIDA, C. (2003)
A exploração de recursos hídricos subterrâneos – o exemplo do sistema aquífero Querença-Silves. Vol. 24, n.º 3, p. 53-62.
- [33] ALENCOÃO, Ana Maria Pires (2004)
Estimativa da recarga de aquíferos em maciços fracturados pela análise da recessão de caudais de base das emergências naturais (Vila Real – norte de Portugal). Vol. 25, n.º 3, p. 77-84.
- [34] GONÇALVES, Carlos; MATOS, António; ALPENDURADA, Maria de Fátima (2005)
Situação e evolução da contaminação com pesticidas na área de protecção do aquífero livre entre Esposende e Vila do Conde. Vol. 26, n.º 1, p. 89-100.
- [35] MENDONÇA, J. Lopo (2006)
Delimitação de perímetros de protecção de furos de captação de água subterrânea pelo método de rastreio de partículas associado a modelos de fluxo em diferenças finitas. Vol. 27, n.º 1, p. 33-42.
- [36] BATISTA, Sofia; SILVA, Emília; CEREJEIRA, Maria José (2007)
Contaminação difusa e pontual da água subterrânea com pesticidas no Ribatejo e Oeste e na Beira Litoral. Vol. 28, n.º 1, p. 53-68.
- [37] NOBRE, Rosane Cunha Maia; COSENZA, Carlos Alberto Nunes; FILHO, Otto Corrêa Rotunno; MANSUR, Webe João (2007)
Modelo de hierarquia fuzzy para avaliação da sensibilidade natural de um aquífero costeiro. Vol. 28, n.º 3, p. 55-64.
- [38] CARREIRA, Paula; PINA, António; GOMES, António Mota; MARQUES, José Manuel; GONÇALVES, Rui; ALMEIDA, Eugénio; VALÉRIO, Pedro; SANTOS, Fernando (2007)

Utilização dos teores em trítio na caracterização dos sistemas aquíferos da ilha de Santiago – Cabo Verde. Vol. 28, n.º 3, p. 65-74.

- [39] GOMES, Luís Manuel Ferreira; MENDES, Eric; MELO, Maria Teresa Condesso de (2008)
Delimitação de perímetros de protecção em captações de água subterrânea em zonas de montanha por métodos gráficos. Vol. 29, n.º 2, p. 15-26.

TEMA [6]

HIDRÁULICA FLUVIAL E NAVEGABILIDADE

- [1] HIPÓLITO, João Nuno; LOUREIRO, João Mimoso (1987)
Análise de métodos de cálculo do caudal por consideração da profundidade e da velocidade média em verticais da secção transversal de um curso de água. Vol. 8, n.º 1, p. 39-50.
- [2] GONÇALVES, Elisa Pais R.; BOAVENTURA, Rui; CARVALHO, R. A. Guedes de (1987)
Estudo de sedimentos da Albufeira de Miranda do Douro. Vol. 8, n.º 1, p. 51-58.
- [3] RODRIGUES, Ana Maria; QUINTINO, Victor (1987)
Estudo granulométrico e distribuição dos sedimentos superficiais da ria de Alvor (costa sul de Portugal) Vol. 8, n.º 3, p. 5-16.
- [4] CARDOSO, A. Heleno; OLIVEIRA, R. Proença (1993)
Previsão de curvas de vazão em leitos aluvionares. Vol. 13, n.º 3, p. 21-28.
- [5] CARDOSO, Maria Adriana Canas Mendes de Almeida (1995)
Modelação numérica de um trecho do Tejo. Comparação dos resultados com os de um modelo físico. Vol. 16, n.º 1, p. 41-50.
- [6] BELO, José Matos (1995)
Escoamentos variáveis em canais com leito móvel I – modelo numérico. Vol. 16, n.º 3, p. 25-36.
- [7] BELO, José Matos; CARDOSO, António Heleno (1995)
Escoamentos variáveis em canais com leito móvel II – caso de estudo. Vol. 16, n.º 3, p. 37-54.
- [8] TEIXEIRA, Sebastião Braz; ANDRADE, César Freire de (1997)
Quantificação da erosão hídrica em Portugal Continental. Vol. 18, n.º 1, p. 25-44.
- [9] VASCONCELOS, Alexandre Charles de; CUNHA, Sandra Baptista da (1998)
Canalização em áreas tropicais: mudanças no rio da Bananeira, Rio de Janeiro, Brasil. Vol. 19, n.º 2,3, p. 3-6.
- [10] AFONSO, João; SERRA, Alexandra Cunha; MARTINS, Pedro; SANTOS, Ferreira dos (1999)
Aplicação da metodologia Corine para o cálculo do risco de erosão de solos às bacias hidrográficas dos rios Mondego, Vouga e Lis com recurso a um SIG. Vol. 20, n.º 1, p. 3-18.
- [11] LEAL, João G. A. B.; FERREIRA, Rui M. L.; FRANCO, António B.; CARDOSO, António H. (2001)
Ondas provocadas pela ruptura de barragens em canais com fundo móvel. Estudo experimental. Vol. 22, n.º 1, p. 25-36.
- [12] AGUIRRE-PE, J.; OLIVERO, M. L.; MONCADA, A. T. (2001)
Transporte de sedimentos em cauces de alta pendiente. Vol. 22, n.º 1, p. 37-50.

- [13] SANTOS, João S. dos; CARDOSO, António H. (2001)
Evolução temporal de cavidades de erosão junto de obstáculos salientes de paredes verticais. Vol. 22, n.º 1, p. 51-64.
- [14] COUTO, Lúcia Teixeira; CARDOSO, António Heleno (2001)
Erosões localizadas junto de encontros e pilares de pontes (Parte I – caracterização da situação de referência). Vol. 22, n.º 1, p. 65-74.
- [15] COUTO, Lúcia Teixeira; CARDOSO, António Heleno (2001)
Erosões localizadas junto de encontros e pilares de pontes (Parte II – da situação de referência à prática). Vol. 22, n.º 1, p. 75-86.
- [16] RIGHETTO, António Marozzi; AKABASSI, Lucien (2001)
Erosão distribuída em áreas de encosta. Vol. 22, n.º 1, p. 87-100.
- [17] FORTUNATO, André; FREIRE, Paula; SILVA, Margarida Cardoso da; OLIVEIRA, Anabela; VICENTE, Claudino. (2001)
Hidrodinâmica, dinâmica sedimentar e qualidade da água do estuário do rio Ave. Vol. 22, n.º 2, p. 7-22.
- [18] OLIVEIRA, Daniel; CORTES, Rui (2004)
Requalificação fluvial no norte de Portugal: ensaio biofísico no rio Estorãos (B. H. rio Lima) Vol. 25, n.º 1, p. 45-58.
- [19] FERNANDES, João N. Sequeira; CARDOSO, António Heleno; ROCHA, João Soromenho (2004)
Erosões localizadas a jusante de soleiras de parede delgada em canais de leito móvel. Vol. 25, n.º 3, p. 59-66.
- [20] NOGUEIRA, Helena I. S.; FRANCA, Mário J.; FERREIRA, Rui M. L. (2008)
Caracterização laboratorial do escoamento turbulento a montante de um cilindro colocado verticalmente em fundo de areia. Vol. 29, n.º 2, p. 27-40.
- [21] ROCHA, João Soromenho; CARMO, José Simão Antunes do; LEMOS, Luís Joaquim Leal; SILVA, Vítor Dias da (2008)
Pontes construídas sobre fundos aluvionares: o colapso da ponte Hintze Ribeiro. Vol. 29, n.º 2, p. 41-58.
- [22] CARVALHO, Rita Fernandes de; CARMO, José Simão Antunes do (2008)
Estudo experimental sobre deslizamentos de encostas em albufeiras. Vol. 29, n.º 2, p. 71-100.

TEMA [7]

PORTOS E ESTUÁRIOS

- [1] COSTA, Pedro Celestino da; BETTENCOURT, Alexandre (1980)
Dispersão e escoamento no estuário do Tejo. Vol. 1, n.º 1, p. 15-28.
- [2] VALE, Carlos (1981)
Entrada de matéria em suspensão no estuário do Tejo durante as cheias de Fevereiro de 1979. Vol. 2, n.º 1, p. 37-46.
- [3] QUINTINO, Victor; RODRIGUES, Ana Maria (1986)
Cartografia dos sedimentos superficiais da Lagoa de Albufeira. Vol. 7, n.º 1, p. 87-100.

- [4] HENRIQUES, António Gonçalves (1988)
Simulação em modelo matemático do regime sedimentológico do estuário do rio Mondego (porto da Figueira da Foz). Vol. 9, n.º 3, p. 13-34.
- [5] MATOS, Maria Helena (1989)
Um estudo do balanço de sal num estuário de costa plana – caso da Ria de Aveiro. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 13-22.
- [6] SANTOS, João A. Ferreira dos (1996)
Verificação das condições de acesso ao Porto Cá-Hó, Macau. Um caso de aplicação do modelo numérico SIMNAV. Vol. 17, n.º 1, p. 5-12.
- [7] RITA, Manuel A. B. Marcos (1996)
Critérios de operacionalidade dos navios nos cais. Vol. 17, n.º 1, p. 25-32.
- [8] NEVES, Maria da Graça (1996)
Ondas de longo período em Sines. Vol. 17, n.º 1, p. 75-82.
- [9] FORTES, Conceição Juana; COVAS, José M. Afonso; FERNANDES, José Leonel M. (1996)
Modelos matemáticos DIFRES e DREAMS. Aplicação nos estudos de ressonância e agitação do Porto da Baleeira. Vol. 17, n.º 1, p. 83-94.
- [10] DINIS, J.; CUNHA, P. Proença (1999)
Sedimentologia e hidrodinâmica dos subsistemas estuarinos do Mondego (Portugal Central). Vol. 20, n.º 1, p. 37-50.
- [11] SILVA, Margarida Cardoso da (1999)
Estuários – critérios para uma classificação ambiental. Vol. 20, n.º 2, p. 49-58.
- [12] NEVES, Luciana das; PINTO, Francisco Taveira (2004)
Análise de fenómenos em embocaduras e a sua relação com as obras marítimas de regularização e de transposição artificial de sedimentos. Vol. 25, n.º 2, p. 73-84.
- [13] PINTO, Lúgia; FORTUNATO, André B.; OLIVEIRA, Anabela; SILVA, A. Jorge da; SANTOS, Ana I. (2004)
Estratificação salina no estuário do Guadiana. Parte I: análise de dados. Vol. 25, n.º 2, p. 85-98.
- [14] PINTO, Lúgia; FORTUNATO, André B.; OLIVEIRA, Anabela; BAPTISTA, António M. (2004)
Estratificação salina no estuário do Guadiana. Parte II: modelação numérica. Vol. 25, n.º 2, p. 99-110.

TEMA [8]

OCEANOGRAFIA E ENGENHARIA COSTEIRA

- [1] VALLE, A. Sanches do (1988)
As obras de protecção e de reconstituição das praias de Espinho. Vol. 9, n.º 3, p. 57-68.
- [2] OLIVEIRA, I. B. Mota; MARTINS, Licínio M. P. (1991)
Obras de defesa e de reconstrução das praias de Espinho. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 71-88.
- [3] SILVA, A. A. Pires (1992)
Estudo das características espectrais da agitação marítima na costa oeste portuguesa. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 55-64.

- [4] COVAS, J. M. Afonso (1993)
Digitalização de levantamentos hidrográficos e cálculo automático de matrizes de fundos. Vol. 13, n.º 3, p. 35-42.
- [5] SANTOS, João A. Ferreira dos (1994)
Sobre a utilização de simuladores de manobra de navios. Vol. 15, n.º 1, p. 11-20.
- [6] SILVA, A. A. Pires; MEDINA, Josep R. (1994)
Interpolação em frequência e a estimativa de alturas de ondas oceânicas. Vol. 15, n.º 3, p. 33-36.
- [7] SILVA, Luís Gabriel Pereira da (1996)
Observação sistemática de quebra-mares de talude na costa portuguesa. Vol. 17, n.º 1, p. 13-24.
- [8] CARVALHO, Manuel Mendes de; CAPITÃO, Rui Pereira (1996)
Valores extremos da agitação marítima na costa oeste de Portugal. Vol. 17, n.º 1, p. 33-42.
- [9] BARATA, Andreia M. G. O.; TELES, Mário J. B. S.; VIEIRA, José A. R. (1996)
Seleção de ondas representativas da agitação marítima para efeito da avaliação do transporte litoral na costa de Aveiro. Vol. 17, n.º 1, p. 43-74.
- [10] DIÉZ, M.; SIERRA, J. P.; REDONDO, J. M.; MÖSSO, C.; BEZERRA, M. O. (1999)
Estudio hidrodinámico de la zona costera mediante el análisis digital de imágenes. Vol. 20, n.º 2, p. 59-70.
- [11] SILVA, António Alberto Pires; MAKARYNSKY, Oleg (2000)
Influência do Critério de definição de onda e de vento na distribuição conjunta de alturas e períodos. Vol. 21, n.º 2, p. 5-16.
- [12] ÁLVARO, António Lechuga (2000)
Nota Técnica – Cincuenta años del parámetro de Iribarren (1949-1999). Vol. 21, n.º 2, p. 77-84.
- [13] CARREIRAS, José Luís; SANTOS, Fernando J. Seabra (2000)
Erosão em redor de pilares cilíndricos verticais expostos à acção de ondas na zona de rebentação. Vol. 21, n.º 3, p. 69-80.
- [14] BARBOSA, Joaquim Pais; PINTO, Francisco Taveira (2001)
Aplicação dos sistemas de informação geográfica na zona costeira dos concelhos de Espinho-Ovar. Vol. 22, n.º 2, p. 23-34.
- [15] ZÓZIMO, Ana Catarina; FORTES, Conceição; NEVES, Maria da Graça; FERNANDES, José Leonel M. (2002)
Análise comparativa da aplicação dos modelos de propagação de ondas marítimas em zonas costeiras DREAMS e DREAMS-ESPECTRAL. Vol. 23, n.º 1, p. 7-20.
- [16] CARREIRAS, José Luís A. B. B.; CARMO, J. S. Antunes do (2002)
Características tridimensionais do escoamento em redor de estruturas fluviais e costeiras. Vol. 23, n.º 1, p. 45-54.
- [17] NEVES, Ana Cristina Valente; PINTO, Francisco Taveira (2004)
Análise experimental indirecta do campo de pressão da agitação marítima regular. Vol. 25, n.º 2, p. 7-24.
- [18] FORTES, Conceição; CAPITÃO, Rui; NEVES, Maria da Graça; COLI, Alexandre (2004)
Caracterização e propagação da agitação marítima na praia do Porto Santo, Madeira. Vol. 25, n.º 2, p. 25-42.

- [19] ZÓZIMO, Ana Catarina; FORTES, Conceição; NEVES, Maria da Graça (2004)
Influência do número de componentes espectrais na propagação da agitação irregular com o modelo dreams_s. O caso da barra do Ancão. Vol. 25, n.º 2, p. 57-72.
- [20] FORTES, Conceição J. E. M.; FERNANDES, J. Leonel M.; SANTOS, M. Angela Vaz dos (2004)
Estudos de ressonância e agitação marítima: aplicação dos modelos de elementos finitos DREAMS e EPE_CG. Vol. 25, n.º 3, p. 43-58.
- [21] REIS, Maria Teresa; HEDGES, Terry (2005)
Considerações do espraiamento no cálculo dos galgamentos de protecções marginais. Vol. 26, n.º 1, p. 37-46.
- [22] SOUSA, Isaac Almeida; SANTOS, João Alfredo; REIS, Maria Teresa (2005)
Dimensionamento do manto de quebra-mares de talude utilizando métodos probabilísticos de nível II. Vol. 26, n.º 1, p. 47-58.
- [23] PINTO, Francisco Taveira; GOMES, Fernando Veloso; NEVES, Luciana das; BARBOSA, Joaquim Luís Pais (2006)
Análise da erosão na costa Oeste portuguesa: causas, consequências e perspectivas. Vol. 27, n.º 1, p. 43-52.
- [24] VIEIRA, Filipe V. B.; FORTES, Conceição J. E. M.; SANCHO, Francisco E. P. (2006)
Aplicações do modelo não-linear de propagação de ondas em zonas costeiras, FUNWAVE. Vol. 27, n.º 1, p. 53-70.
- [25] NEVES, Maria da Graça (2007)
Interação de ondas com quebra-mares perfurados. Modelação analítica. Vol. 28, n.º 1, p. 15-24.
- [26] REIS, Maria Teresa; HEDGES, Terry; SANTOS, João Alfredo (2007)
Determinação da altura de coroamento de protecções marginais utilizando métodos probabilísticos de nível II. Vol. 28, n.º 3, p. 33-44.
- [27] COELHO, Carlos; GRANJO, Maria-José; SEGURADO-SILVA, Cristina (2007)
Vulnerabilidades do distrito de Aveiro às acções energéticas do mar. Vol. 28, n.º 3, p. 45-54.
- [28] MESQUITA, Ana; AVILEZ-VALENTE, Paulo (2008)
Reconstrução batimétrica usando modelos de ondas. Vol. 29, n.º 1, p. 5-20.
- [29] OLIVEIRA, Ildeberto B. Mota, (2008)
Equilíbrio da linha litoral sob a acção da agitação marítima. Vol. 29, n.º 1, p. 21-42.
- [30] VARGAS, Catarina I. C.; OLIVEIRA, Filipa S. B. F.; CARVALHO, Fernando L. M. (2008)
Estudo da morfodinâmica de uma praia de baixa energia. Vol. 29, n.º 1, p. 43-56.
- [31] OLIVEIRA, Maria Alexandra; FREIRE, Paula; ANDRADE, César Freire de; TABORDA, Rui (2008)
Influência das características granulométricas dos sedimentos na avaliação do transporte litoral. Vol. 29, n.º 1, p. 57-72.
- [32] DIDIER, Eric; NEVES, Maria da Graça (2008)
Estudo da interacção onda-estrutura utilizando um modelo numérico lagrangiano. Vol. 29, n.º 2, p. 59-70.
- [33] NEVES, Ramiro; VIEGAS, Cláudia; FERNANDES, Rodrigo; NUNES, Susana; PINA, Pedro; CARVALHO, Carla; GRANGER, Conceição (2009)
Ferramentas matemáticas de suporte à definição de perfis de água balnear: dois casos de estudo. Vol. 30, n.º 1, p. 79-90.

TEMA [9]

HIDRÁULICA AGRÍCOLA

- [1] GONÇALVES, Dionísio Afonso (1980)
A rega útil em Trás-os-Montes. Vol. 1, n.º 1, p. 75-96.
- [2] CARVALHO, Jorge Dias de; MIRANDA, José Costa; MONTEIRO, João (1981)
Redes de enxugo. Métodos de cálculo baseados no regime variável. Vol. 2, n.º 1, p. 63-86.
- [3] PEREIRA, Luís Santos (1981)
Projectos hidroagrícolas. I – Alguns conceitos importantes para a sua concepção. Vol. 2, n.º 3, p. 15-32.
- [4] PEREIRA, Luís Santos (1982)
Projectos hidroagrícolas. II – Sobre a reabilitação de perímetros de rega. Vol. 3, n.º 1, p. 31-48.
- [5] PEREIRA, Luís Santos; FERREIRA, Maria Isabel F. R. (1983)
Conceitos de base e nomenclatura relativos à evapotranspiração das culturas. Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 19-26.
- [6] MELLO, Francisco Mercês de (1984)
A infiltração em condições de submersão. Uma aproximação numérica ao método de Philip. Vol. 5, n.º 1, p. 79-94.
- [7] PEREIRA, Luís Santos; PAULO, Victor Correia (1984)
Necessidades de água para a rega em Portugal Continental. Avaliação da situação actual e previsão da sua evolução futura. Vol. 5, n.º 2, p. 3-32.
- [8] MONTE, Maria Helena Marecos do (1984)
A rega e a gestão de recursos hídricos. Reutilização de águas residuais em irrigação. Vol. 5, n.º 2, p. 39-52.
- [9] SOUSA, Pedro Leão de (1984)
Rega por canteiros de nível. Vol. 5, n.º 2, p. 73-102.
- [10] REGO, Zózimo João Pimenta de Castro (1984)
O desenvolvimento da rega superficial na teoria e na prática. Vol. 5, n.º 3, p. 17-32.
- [11] MELLO, Francisco Mercês de; LÚCIO, José Lino do Nascimento (1985)
Caracterização hidrodinâmica in situ de um solo Pmg (A1). Ensaio prévio. Vol. 6, n.º 1, p. 65-80.
- [12] COSTA, João Ribeiro da; FERNANDES, Ana Luísa; REGO, Zózimo Castro (1985)
A rega por sulcos na Lezíria do Tejo. Vol. 6, n.º 2, p. 35-58.
- [13] PEREIRA, Luís Santos (1985)
Questões institucionais do desenvolvimento do regadio. Vol. 6, n.º 3, p. 29-42.
- [14] PEREIRA, Luís Santos (1986)
Inovações em rega de superfície. Vol. 7, n.º 1, p. 41-64.
- [15] MONTE, Maria Helena Ferreira Marecos do; SOUSA, Mário Eduardo Silva e; NOGUEIRA, Maria Guilhermina Basto (1987)
Estudo de metodologias de reutilização de efluentes de esgotos urbanos em irrigação. Vol. 8, n.º 2, p. 103-118.

- [16] SERRALHEIRO, Ricardo P.; JÚNIOR, A. G. Santos (1989)
 Optimização computadorizada da rega por sulcos. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 51-58.
- [17] REIS, Idálio Rodrigues Ferreira (1990)
 Redes secundárias num perímetro de emparcelamento no Baixo Mondego. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 45-64.
- [18] RAMOS, Mário V. Pais de (1990)
 Os regadios tradicionais. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 73-76.
- [19] ARAÚJO, José António de (1990)
 Reabilitação de perímetros regados. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 77-80.
- [20] PINTO, Francisco Cardoso (1991)
 Aproveitamentos hidroagrícolas da Curalha e de Gostei - Trás-os-Montes. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 43-54.
- [21] RIJO, Manuel (1992)
 Gestão das redes de rega reguladas por montante. Análise de um caso concreto. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 15-22.
- [22] MONTE, M. H. Marecos do; SOUSA, M. E. Silva e (1993)
 Reutilização de águas residuais para rega em Portugal. Vol. 14, n.º 1, p. 3-12.
- [23] GONÇALVES, D. A.; FERREIRA, T. C. (1994)
 Quantificação dos fluxos energéticos numa cultura pratense. Vol. 15, n.º 1, p. 49-56.
- [24] TOMÁS, Pedro Manuel Pinto Pereira; COUTINHO, Miguel Maria Jonet de Azevedo (1994)
 Estudo da erosão hídrica em solos agrícolas. Comparação da perda de solo observada e calculada pela equação universal de perda de solo. Vol. 15, n.º 3, p. 3-18.
- [25] TABUADA, Manuel A.; MARQUES, Carlos A. S.; VACHAUD, Georges; REGO, Zózimo P. C. (1995)
 Método neutro-tensiométrico para a caracterização hidrodinâmica «in situ» de um solo insaturado. Vol. 16, n.º 1, p. 59-70.
- [26] RIJO, Manuel (1995)
 Redes de rega reguladas por montante sob controle centralizado. Vol. 16, n.º 2, p. 13-18.
- [27] DUARTE, António Canatário; SOUSA, Pedro Leão de (1995)
 Metodologia para optimização dos parâmetros da infiltração em rega de superfície utilizando informação de campo. Vol. 16, n.º 2, p. 59-66.
- [28] DUARTE, António Canatário; SOUSA, Pedro Leão de (1995)
 Influência do rigor da avaliação da rugosidade e da recessão na análise da rega por canteiros de nível. Vol. 16, n.º 2, p. 67-74.
- [29] RIJO, Manuel; ALMEIDA, A. Betâmio de (1995)
 Tempos de resposta às variações de caudal em canais de rega. Vol. 16, n.º 3, p. 13-24.
- [30] SERAFIM, António Palma; REGO, Zózimo de Castro (1996)
 O serviço uniformemente variado no percurso. Sua aplicação ao caso das rampas polares (de rega). Vol. 17, n.º 2,3, p. 39-52.
- [31] AGOSTINHO, Jorge Manuel Ferreira da Silva; TEIXEIRA, José Luís; FERNANDO, Rui Marçal Campos (1997)
 Condução da rega da vinha na região dos vinhos verdes. Vol. 18, n.º 1, p. 61-72.

- [32] RIJO, Manuel (1997)
Controlo de canais: caracterização e classificação dos diferentes sistemas. Vol. 18, n.º 3, p. 3-12.
- [33] RIJO, Manuel (1997)
Lógicas de controlo em canais *versus* métodos de distribuição de água. Vol. 18, n.º 3, p. 13-22.
- [34] RIJO, Manuel (1997)
Dimensionamento e capacidade de transporte de canais controlados. Vol. 18, n.º 3, p. 23-30.
- [35] RIJO, Manuel (1997)
Controladores lineares monovariáveis do tipo PID em canais. Vol. 18, n.º 3, p. 31-36.
- [36] PAULO, Victor Correia; RIJO, Manuel; ALMEIDA, A. Betâmio de (1997)
Definição e aplicação de um modelo de controlo óptimo de canais de rega. Vol. 18, n.º 3, p. 37-48.
- [37] RUIZ, Victor, RIJO, Manuel (1997)
O controlo predictivo no funcionamento e gestão de canais de rega. Vol. 18, n.º 3, p. 49-58.
- [38] TABUADA, Manuel A.; BERGER, Isabel A. G. (1998)
Modelação numérica da rega localizada. Vol. 19, n.º 2,3, p. 7-20.
- [39] SANTOS, Daniela Valente; SOUSA, Pedro Leão de; PEREIRA, Luís Santos (1999)
Calibração do modelo Opus para um solo de aluvião na presença de toalha freática sub-superficial. Vol. 20, n.º 2, p. 71-82.
- [40] CASTANHEIRA, Paulo; SANTOS-JÚNIOR, António (2000)
Determinação da condutividade hidráulica saturada acima da superfície freática. Vol. 21, n.º 2, p. 71-76.
- [41] RIJO, Manuel; HONRADO, José (2001)
Controlo de um canal de rega com recurso à modelação hidráulica. Vol. 22, n.º 2, p. 35-48.
- [42] COLLISCHONN, Walter; MEIRELLES, Fernando S. C.; ENDRES, Luiz A. M. (2001)
Simulação numérica de canais de irrigação controlados por comportas automáticas. Vol. 22, n.º 2, p. 49-60.
- [43] PLANELLS, P.; TARJUELO J. M.; ORTEGA, J. F. (2001)
Optimización de estaciones de bombeo en riego a la demanda. Vol. 22, n.º 2, p. 61-74.
- [44] CASTANHEIRA, Paulo Jorge (2002)
Utilização do método dos elementos finitos no cálculo de sistemas de drenagem subterrânea. Vol. 23, n.º 1, p. 21-28.
- [45] TABUADA, Manuel A.; ALVES, Isabel; RUSSELL, Armando (2003)
Determinação do diagrama pluviométrico sobreposto num "ponto" da superfície dominada por uma rampa polar. Vol. 24, n.º 2, p. 47-56.
- [46] TABUADA, Manuel A.; ALVES, Isabel; RUSSEL, Armando (2004)
Algumas bases teóricas para o dimensionamento das rampas polares. Vol. 25, n.º 3, p. 67-76.
- [47] RIJO, Manuel; ARRANJA, Carina (2005)
Avaliação hidráulica de um canal de rega equipado com diferentes controladores. Vol. 26, n.º 1, p. 73-88.
- [48] RIJO, Manuel; ARRANJA, Carina (2006)
Qualidade da distribuição de água em canais de rega controlados por jusante. Vol. 27, n.º 1, p. 71-90.

- [49] TABUADA, Manuel A. (2007)
Modelação matemática da precipitação sobreposta em rampas frontais e polares. Vol. 28, n.º 1, p. 25-42.
- [50] PEREIRA, Teresa; CEREJEIRA, Maria José; VIANA, Paula; SERÔDIO, Leonor (2007)
Pesticidas aplicados na cultura de arroz do Baixo Sado e sua influência na qualidade da água do rio Sado. Vol. 28, n.º 1, p. 69-78.
- [51] RIJO, Manuel; HONRADO, José; ALMEIDA, Miguel; ARRANJA, Carina (2007)
Controlo de um canal de rega. Parte I – definição e apresentação geral. Vol. 28, n.º 2, p. 5-16.
- [52] RIJO, Manuel; HONRADO, José; ARRANJA, Carina; ALMEIDA, Miguel (2007)
Controlo de um canal de rega. Parte II – calibração hidráulica. Vol. 28, n.º 2, p. 17-34.
- [53] TABUADA, Manuel A. (2007)
Sobre a perda de carga contínua em rampas frontais e polares. Vol. 28, n.º 2, p. 35-56.
- [54] TABUADA, Manuel A.; ALVES, Isabel; RUSSEL, Armando (2007)
Avaliação de uma rampa polar a operar em solos de baixa permeabilidade: apresentação de uma proposta para minimizar o escoamento superficial. Vol. 28, n.º 2, p. 57-68.
- [55] LUZ, Paulo Brito da; SILVA, Luís Leopoldo (2007)
Estimativa do escoamento superficial em rampas rotativas. I. Análise comparativa de soluções baseadas na relação precipitação-infiltração. Vol. 28, n.º 2, p. 69-78.
- [56] LUZ, Paulo Brito da; SILVA, Luís Leopoldo (2007)
Estimativa do escoamento superficial em rampas rotativas. II. Dotação máxima sem ocorrência do escoamento superficial potencial. Vol. 28, n.º 2, p. 79-86.
- [57] LUZ, Paulo Brito da; MARTINS, Vitor C. (2007)
Estimativa do escoamento superficial em rampas rotativas. III. Uma nova metodologia. Vol. 28, n.º 2, p. 87-94.
- [58] RIJO, Manuel (2008)
Modernização e controlo automático de sistemas de rega em canal. Vol. 29, n.º 1, p. 87-100.
- [59] TABUADA, Manuel A. (2009)
Análise da pressão ao longo de rampas frontais e polares. Vol. 30, n.º 1, p. 27-42.

TEMA [10]

ESTRUTURAS E APROVEITAMENTOS HIDRÁULICOS FLUVIAIS

- [1] ABECASIS, Fernando (1980)
Importância dos factores hidráulicos na economia das barragens. Vol. 1, n.º 2, p. 3-16.
- [2] QUINTELA, António de Carvalho (1981)
O arejamento como protecção contra a erosão por cavitação em obras hidráulicas. Vol. 2, n.º 1, p. 5-24.
- [3] MARTINS, Rui (1982)
Fórmulas para o cálculo da erosão provocada por jactos livres em leitos rochosos. Vol. 3, n.º 3, p. 79-82.
- [4] SERENO, A. C.; TEIXEIRA, J. A.; MEDINA, A. G. (1983)
Caracterização experimental de enchimentos para torres de arrefecimento de água. Vol. 4, n.º 1, 2, 3, p. 5-18.

- [5] ALMEIDA, A. Betâmio de; RAMOS, Helena Margarida (1987)
Planeamento de pequenas centrais hidroeléctricas em microcomputadores: programa PLAPEC. Vol. 8, n.º 3, p. 17-42.
- [6] PINHEIRO, António Nascimento; MEDINA, Maria da Graça; NAZARETH, António; FRIAS, Pedro Sá (1991)
Aproveitamento hidráulico de fins múltiplos do Alto Sabor. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 21-32.
- [7] REAL, Fernando; FONSECA, Ribeiro da; ALMEIDA, Lúcia de (1991)
Alteamento da barragem de Cerro do Lobo do complexo mineiro de Neves-Corvo da Somincor SA. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 63-70.
- [8] MATOS, Jorge de Saldanha Gonçalves; QUINTELA, António de Carvalho (1992)
A instalação de arejadores como medida de protecção contra a erosão de cavitação em obras hidráulicas. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 33-42.
- [9] PINHEIRO, António do Nascimento (1992)
Canais de derivação de pequenos aproveitamentos hidroeléctricos. Aspectos do dimensionamento hidráulico e da simulação de escoamentos transitórios. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 65-76.
- [10] VALENTE, J. Tentúgal; COUTO, A. Fidalgo; BARBOSA, J. Novais (1993)
Os aproveitamentos hidroeléctricos da bacia hidrográfica do rio Ave. Vol. 13, n.º 3, p. 15-20.
- [11] RAMOS, Carlos Matias; MELO, José Falcão de (1994)
Segurança de barragens. Aspectos hidráulicos e operacionais. Vol. 15, n.º 1, p. 25-34.
- [12] SAMORA, Mário Manuel; QUINTELA, António de Carvalho (1995)
Dimensionamento de enrocamentos para protecção de canais contra a acção erosiva do escoamento. Vol. 16, n.º 2, p. 37-48.
- [13] QUINTELA, António de Carvalho; PINHEIRO, António Nascimento (1995)
Órgãos de segurança de barragens. Concepção, projecto, exploração e fiabilidade. Vol. 16, n.º 3, p. 67-80.
- [14] DIAS, Maria Helena Simão Nogueira; MARQUES, José Alfeu Almeida Sá (1997)
Aproveitamentos hidroeléctricos com alimentação múltipla. Análise do comportamento da chaminé de equilíbrio. Vol. 18, n.º 1, p. 53-60.
- [15] VASQUEZ, António J.; NUNES, Ana Cristina L. (1997)
Relações contratuais para a realização de aproveitamentos hidroeléctricos no SEP. Vol. 18, n.º 2, p. 11-18.
- [16] RAMOS, Helena; ALMEIDA, António Betâmio de (1997)
Aplicação de um sistema pericial na análise integrada de sistemas hidroeléctricos. Vol. 18, n.º 2, p. 25-30.
- [17] ALMEIDA, António Betâmio de (1997)
Inovar e progredir na hidroelectricidade. Necessidades, objectivos e desafios. Vol. 18, n.º 2, p. 31-42.
- [18] MONTEIRO, Timóteo de Jesus Pimenta (1997)
Introdução da componente ambiental nas fases preliminares de projectos hidroeléctricos. Vol. 18, n.º 2, p. 53-64.
- [19] AFONSO, José J. Rocha; MIRANDA, António A. Lopes; BASTOS, César A. F. Marinho de; GOMES, João M. P. de Barros; LOPES, Armindo J. G. Santos (1998)
Aproveitamento hidráulico do Enxóe. Vol. 19, n.º 1, p. 3-16.

- [20] ALVES, José M. de Moura Lopes (1998)
Empreendimento de Venda Nova II. Reforço de potência do aproveitamento hidroeléctrico de Venda Nova. Vol. 19, n.º 1, p. 17-24.
- [21] AGUIAR, António Abreu (1998)
Reforço de potência do escalão de Miranda: concepção e estratégia de execução. Vol. 19, n.º 1, p. 25-36.
- [22] CASTRO, Maria Clara Maia e (1998)
Aproveitamentos hidroeléctricos da Serra da Estrela. Vol. 19, n.º 1, p. 37-42.
- [23] SAMORA, Mário Manuel; MONTEIRO, Rui Pedro Fortes; BOAS, Pedro Vilas (1998)
Mini aproveitamento hidroeléctrico de Lamego. Uma solução económica com impactes minimizados. Vol. 19, n.º 1, p. 43-50.
- [24] LEMOS, F. Oliveira; FARIA, Rui; SARAIVA, M. Miranda (1998)
Soluções para a reabilitação da barragem de Fagilde. Vol. 19, n.º 1, p. 51-60.
- [25] RELVAS, António T.; PINHEIRO, António N. (1998)
Descarregadores de cheias de blocos de betão prefabricados sobre barragens de aterro. Caracterização e análise. Vol. 19, n.º 2,3, p. 75-90.
- [26] PINHEIRO, António Nascimento; RELVAS, António Trigo (1999)
Descarregadores de cheia não convencionais sobre barragens de aterro. O presente e o futuro da sua aplicação em Portugal. Vol. 20, n.º 1, p. 19-26.
- [27] SILVA, P. Alves da; CARMO, J. Antunes do, SANTOS, F. Seabra (1999)
Análise do escoamento oscilatório sobre um fundo com rugas. Vol. 20, n.º 1, p. 71-82.
- [28] ALMEIDA, A. Betâmio de (2000)
Risco de infra-estruturas tecnológicas. Gestão Integrada, protecção e percepção. Aplicação a barragens e vales a jusante. Vol. 21, n.º 3, p. 81-90.
- [29] FRANCO, A. Bento; LUÍS, Ana; PIMENTA, Lurdes; JORGE, Graça; ALMEIDA, Jovelino de Matos (2001)
Plano de emergência interno em barragens. Um caso de estudo. Vol. 22, n.º 2, p. 75-88.
- [30] CUSTÓDIO, Carlos M.; PINHEIRO, António N. (2003)
Descarregadores de cheias revestidos com blocos de betão pré-fabricados sobre barragens de aterro. Parte I – Critérios de dimensionamento e aspectos construtivos. Vol. 24, n.º 1, p. 51-64.
- [31] CUSTÓDIO, Carlos M.; PINHEIRO, António N. (2003)
Descarregadores de cheias revestidos com blocos de betão pré-fabricados sobre barragens de aterro. Parte II – Pré-dimensionamento com apoio de computador e aplicação a casos de estudo. Vol. 24, n.º 1, p. 65-76.
- [32] MARTINS, Francisco José Paulos; PINHEIRO, António do Nascimento; CARMO, José Simão Antunes do (2003)
Passagens hidráulicas. Dimensionamento hidrológico e hidráulico e estimativa de custo assistidos por computador. Vol. 24, n.º 3, p. 37-52.
- [33] VALADAS, Manuel A. M.; RAMOS, Helena Margarida (2003)
Utilização de bombas como turbinas para o aproveitamento hidroenergético em sistemas de rega. Vol. 24, n.º 3, p. 63-74.

TEMA [11]

SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

- [1] TAVARES, L. Valadares; SILVA, J. Evaristo da; LEVY, J. Quinhones (1982)
Dimensionamento de reservatórios para abastecimento de água a povoações. Vol. 3, n.º 1, p. 5-16.
- [2] COSTA, António Sá da (1986)
Planeamento e gestão dos sistemas de água de abastecimento em zonas carenciadas: Simulação da exploração de águas subterrâneas em zonas costeiras. Vol. 7, n.º 2, p. 59-70.
- [3] BAU, João (1987)
Gestão da oferta e gestão da procura em sistemas de abastecimento de água. Vol. 8, n.º 2, p. 7-26.
- [4] MIRANDA, José Carlos da Costa; LEITÃO, António Eira (1987)
Reforço das origens de água para o abastecimento público no concelho de Cascais. Vol. 8, n.º 2, p. 27-44.
- [5] SOUSA, Eduardo Ribeiro de; LAGES, Ulisses (1987)
Simulação de sistemas de distribuição de água municipais em microcomputador. Vol. 8, n.º 2, p. 45-64.
- [6] BARBOSA, J. Novais (1988)
Sistema de produção e distribuição de água. Vol. 9, n.º 2, p. 5-8.
- [7] CARREIRAS, José Albuquerque; SOUSA, Eduardo Ribeiro de (1992)
Técnica de calibração automática de modelos de sistemas de distribuição de água. Vol. 13, n.º 1, 2, p. 23-32.
- [8] ALEGRE, Helena (1994)
Metodologia para elaboração de estudos de caracterização de consumos de água. Vol. 15, n.º 3, p. 37-46.
- [9] NEVES, Maria Eduarda Beja (1995)
Água para abastecimento público. Necessidade de tratamento face à qualidade da água nas captações. Vol. 16, n.º 1, p. 51-58.
- [10] ALEGRE, Helena (1995)
Estatística aplicada ao controle de qualidade da água em redes de distribuição. Vol. 16, n.º 2, p. 25-36.
- [11] HIRNER, Wolfram; ALEGRE, Helena; COELHO, Sérgio Teixeira (1999)
Perdas de água em sistemas de abastecimento: conceitos básicos, terminologia e indicadores de desempenho. Vol. 20, n.º 1, p. 103-112.
- [12] CABRERA, Enrique; ALMANDOZ, Jabier; ARREGUI, Francisco; GARCÍA-SERRA, Jorge
Auditoria de redes de distribución de água. Vol. 21, n.º 2, p. 37-52.
- [13] SOUSA, Joaquim José de Oliveira; CUNHA, Maria da Conceição; MARQUES, José Alfeu de Almeida Sá (2002)
Optimização do funcionamento integrado de sistemas adutores e estações de tratamento de água. Vol. 23, n.º 1, p. 111-120.
- [14] HESPANHOL, Ivanildo (2002)
Potencial de reuso de água no Brasil – agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. Vol. 23, n.º 2, p. 43-66.
- [15] TEIXEIRA, Margarida Ribau; ROSA, Maria João (2003)
Ultrafiltração no tratamento de águas para consumo humano: fundamentos e aplicações. Vol. 24, n.º 2, p. 7-20.

- [16] ARAÚJO, Luís; RAMOS, Helena; COELHO, Sérgio (2005)
Localização óptima de válvulas de controlo de pressão dos sistemas de distribuição de água. Vol. 26, n.º 1, p. 59-72.
- [17] VIEIRA, António André C.; MONTEIRO, Paulo Tenreiro S.; VALENTE, José Carlos Tentúgal (2006)
Modelo simplificado para distribuição de dispositivos de amostragem em sistemas de distribuição de água. Vol. 27, n.º 1, p. 91-100.
- [18] ZIDKO, V.; RAMOS, H. M. Conceição (2009)
Modelo fuzzy na avaliação do índice de vulnerabilidade em sistemas de abastecimento. Vol. 30, n.º 1, p. 5-26.

TEMA [12]

SISTEMAS DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

- [1] COSTA, Pedro Celestino da (1981)
O problema do destino final dos efluentes urbanos e industriais. Vol. 2, n.º 1, p. 87-98.
- [2] CARRONDO, M. J. T. (1982)
Remoção dos metais pesados no tratamento de águas residuais pelo processo de lamas activadas. Vol. 3, n.º 1, p. 17-30.
- [3] TRINDADE, Jorge J. (1984)
Lançamento oceânico de efluentes. Vol. 5, n.º 1, p. 95-106.
- [4] LEVY, João T. de Quinhones (1986)
Planeamento e gestão de sistemas de águas residuais domésticas em zonas costeiras: Aplicação do modelo "ETAR 2" ao controle de estações de tratamento de águas residuais. Vol. 7, n.º 2, p. 43-58.
- [5] PEREIRA, David José Fonseca; CÂMARA, António Sousa da (1987)
Utilização do modelo MICRO-DRENARP/1 no projecto ou análise hidráulica de sistemas de drenagem de águas residuais e pluviais. Vol. 8, n.º 2, p. 91-102.
- [6] MOTA, Amadeu Contente (1987)
Cargas poluentes geradas no Complexo Industrial de Sines e seus efeitos no meio aquático receptor 1978 - 1985. Vol. 8, n.º 2, p. 119-128.
- [7] PEREIRA, Maria Amélia Santos; MACHADO, Luís Alberto (1987)
Análise do impacte da descarga dos esgotos de Faro na Ria Formosa. Vol. 8, n.º 2, p. 129-140.
- [8] DUARTE, Armando C.; ARROJA, L. M.; HALL, A. (1987)
Inibição do processo de digestão anaeróbica por azoto amoniacal. Vol. 8, n.º 2, p. 157-162.
- [9] LOBO, M. A. G. (1987)
Cargas poluentes teóricas rejeitadas pela cidade de Angra do Heroísmo. Vol. 8, n.º 3, p. 55-70.
- [10] BAPTISTA, J. F. Melo (1988)
Sistemas de colecta, tratamento e disposição final de esgotos sanitários. Vol. 9, n.º 2, p. 9-18.
- [11] AMBRÓSIO, Amílcar (1988)
Tecnologias de baixo custo para países em desenvolvimento. Vol. 9, n.º 2, p. 33-42.

- [12] JORGE, Carlos Fernando (1991)
Emissário submarino de Vila Nova de Gaia. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 5-14.
- [13] CARY, Eduardo; GONÇALVES, José; SILVA, Maria Francisca (1991)
Grandes obras de saneamento e protecção ambiental. Vol. 12, n.º 1, 2, p. 33-42.
- [14] MONTEIRO, Paulo Santos (1991)
Fórmulas de resistência para escoamentos sob pressão de lamas produzidas em ETAR's. Vol. 12, n.º 3, p. 79-86.
- [15] CAVALHEIRO, António Dias (1993)
Análise do funcionamento de uma estação de tratamento – lamas activadas. Vol. 13, n.º 3, p. 3-8.
- [16] BRANCO, Eduardo Castelo; SANTIAGO, Artur Mariz (1993)
A protecção das águas subterrâneas na concepção dos aterros controlados para resíduos sólidos urbanos. Vol. 14, n.º 2, 3, p. 81-88.
- [17] NEVES, Maria Eduarda Beja (1995)
Minimização e recuperação de águas residuais na indústria. Vol. 16, n.º 1, p. 33-40.
- [18] TEIXEIRA, Margarida Ribau; LUCAS, Helena; ROSA, Maria João (2000)
Viabilidade da ultrafiltração para produção de água na ETA de Alcantarilha. Vol. 21, n.º 3, p. 13-20.
- [19] CAMPINAS, Margarida; LUCAS, Helena Lucas; ROSA, Maria João (2000)
Estudo comparativo de coagulantes manométricos e poliméricos de alumínio no tratamento de água da ETA de Alcantarilha. Vol. 21, n.º 3, p. 21-30.
- [20] RIBEIRO, Jorge; PEREIRA, H. G.; SOUSA, A. J.; RIBEIRO, Luís (2002)
Estimação de índices de qualidade da água em rios sujeitos a descargas de efluentes. Vol. 23, n. 1, p. 87-98.
- [21] CAMPINAS, Margarida; LUCAS, Helena; ROSA, Maria João (2003)
Análise das eficiências de tratamento na ETA de Alcantarilha. Vol. 24, n.º 2, p. 21-32.
- [22] REIS, Maria Teresa Leal Gonçalves Veloso dos; NEVES, Maria da Graça Oliveira; SILVA, Luís Gabriel Pereira da (2004)
Emissários submarinos em Portugal. Vol. 25, n.º 3, p. 31-42.
- [23] MENDONÇA, Elsa; CUNHA, Maria Ana; PICADO, Ana; LEITÃO, Sara; PAIXÃO, Susana Maria; SILVA, Luís; BRITO, Fátima (2007)
Avaliação directa da toxicidade de águas residuais: um caso de estudo. Vol. 28, n.º 1, p. 79-86.
- [24] PINTO, André Ferreira; ALMEIDA, Maria do Céu; HENRIQUES, António Gonçalves (2008)
Modelos multicritério de apoio à decisão para a análise da utilização de águas residuais. Vol. 29, n.º 2, p. 5-14.

TEMA [13]

ECOSSISTEMAS E AMBIENTE

- [1] PENEDA, Maria Constança (1981)
Produção de energia termoeléctrica e salvaguarda do meio. Vol. 2, n.º 3, p. 33-60.

- [2] SILVA, José Figueiredo da; HALL, Aristides (1982)
Toxicidade do efluente de fábricas de pasta de papel kraft branqueada em ecossistemas lagunares: Estudos preliminares Vol. 3, n.º 3, p. 51-60.
- [3] FIGUEIREDO, J.; DUARTE, C.; AGUSTI, Susana; MOREIRA, I. (1984)
As infestantes aquáticas nos sistemas de irrigação e drenagem do Ribatejo. Vol. 5, n.º 1, p. 5-14.
- [4] PENEDA, M. C.; MELO, F. (1984)
Um ciclo anual de produção primária no estuário do Rio Sado. Vol. 5, n.º 1, p. 15-52.
- [5] CUNHA, Pedro Lopes da; PENEDA, Maria Constança (1985)
Colmatagem de ictiofauna na Central Térmica de Setúbal. Vol. 6, n.º 1, p. 23-40.
- [6] HENRIQUES, António Gonçalves (1985)
Aspectos metodológicos da avaliação de impactos ambientais de empreendimentos hidráulicos. Vol. 6, n.º 1, p. 41-64.
- [7] DUARTE, Ana Paula Oliveira (1986)
Estudo do ictioplâncton da lagoa de Albufeira isolada e em comunicação com o oceano. Vol. 7, n.º 2, p. 21-36.
- [8] HENRIQUES, António Gonçalves (1987)
Dois casos estudados de avaliação de impactes ambientais de empreendimentos hidráulicos. Vol. 8, n.º 1, p. 23-38.
- [9] MENDES, Benilde Simões; SANTANA, Fernando José Pires; OLIVEIRA, José Filipe dos Santos (1987)
Influência da temperatura na produção de biomassa microbiana a partir de efluentes de produção de bovinos. Vol. 8, n.º 2, p. 141-156.
- [10] GALHANO, Maria Helena; FONTOURA, Paulo; GUIMARÃES, Maria Conceição (1988)
Caracterização ecológica do estuário do rio Lima. Vol. 9, n.º 3, p. 5-12.
- [11] VALENTE, Alexandre Carlos Nogueira (1991)
Alterações da ictiofauna dos nossos cursos de água relacionadas com a construção de barragens. Vol. 12, n.º 3, p. 51-58.
- [12] VALENTE, Alexandre Carlos Nogueira (1993)
Impactes de empreendimentos hidroeléctricos sobre as comunidades piscícolas. Vol. 13, n.º 3, p. 9-14.
- [13] NEVES, Maria Eduarda Beja (1994)
Ensino e ambiente. Vol. 15, n.º 2, p. 61-66.
- [14] FERREIRA, M. Teresa (1994)
Gradientes estruturais em vegetação lótica e sua relação com o uso da bacia hidrográfica. Vol. 15, n.º 2, p. 83-90.
- [15] FERREIRA, Maria Teresa (1994)
Macrófitos lóticos do Alto Alentejo: tipologia e interferências dos ecossistemas agrários envolventes. Vol. 15, n.º 3, p. 47-58.
- [16] FERREIRA, Maria Teresa; OLIVEIRA, João Manuel; SANTOS, Guilherme Antunes (1995)
Estrutura e variação anual da fauna piscícola do rio Tejo a jusante da albufeira de Belver com ênfase nas espécies migradoras. Vol. 16, n.º 2, p. 49-58.

- [17] FERREIRA, M. Teresa; CARREIRO, M. C. Vaz (1996)
Fitotaxocenoses aquáticas do rio Tejo e selecção de indicadores de acumulação de radionuclídeos. Vol. 17, n.º 2, 3, p. 3-8.
- [18] FERREIRA, M. Teresa; CORTES, R. M. V.; GODINHO, F. N.; OLIVEIRA, João M. (1996)
Indicadores da qualidade biológica da água aplicadas á Bacia do Guadiana. Vol. 17, n.º 2,3 p. 9-20.
- [19] CARREIRO, M. Carolina V.; FERREIRA, M. Teresa; SEQUEIRA, M. Manuela (1996)
Análise e evolução da radioactividade no rio Tejo. Uso de plantas aquáticas como indicadores. Vol. 17, n.º 2, 3, p. 21-24.
- [20] CORTES, Rui M.; FERREIRA, M. Teresa; PINHEIRO, António N Nascimento (1997)
Efeitos ecológicos de pequenas barragens sobre os sistemas fluviais: o caso das albufeiras do Poio e Balsemão no rio Douro. Vol. 18, n.º 2, p. 3-10.
- [21] GIL, Lourenço; FERNANDES, Jorge Nascimento (1997)
Classificação trófica das albufeiras exploradas pela EDP. Vol. 18, n.º 2, p. 43-52
- [22] SANTOS, José M. Horta e Costa S.; FERREIRA, Maria Teresa; GODINHO, Francisco Nunes (1998)
Composição das comunidades piscícolas da Bacia do Guadiana em anos hidrológicos de características diferentes. Vol. 19, n.º 2,3, p. 29-40.
- [23] FERREIRA, Maria Teresa (2000)
A componente ecológica dulçaquícola dos planos de bacia hidrográfica. Vol. 21, n.º 1, p. 43-54.
- [24] LOPES, Luís Filipe Gomes; CORTES, Rui Manuel; CARMO, José S. Antunes do; FERREIRA, Teresa (2002)
Determinação do caudal ecológico a jusante da barragem do Touvedo – rio Lima. Vol. 23, n.º 1, p. 75-86.
- [25] GONZÁLEZ, P. M. Rodriguez; FERREIRA, M. T.; ESPÍRITO-SANTO, D. (2003)
Aplicação de um índice multimétrico para avaliação da qualidade ecológica de habitats e de galerias ribeirinhos. Vol. 24, n.º 2, p. 79-90.
- [26] ALMEIDA, P. Raposo de; COSTA, M J.; COSTA, J. L., QUINTELLA, B. R.; BETTENCOURT, A. Moniz de (2004)
Avaliação das necessidades em água doce do estuário do Guadiana (Portugal) com recurso aos desembarques da pesca profissional Vol. 25, n.º 1, p. 7-18.
- [27] FERREIRA, Maria Teresa; ALBUQUERQUE, António; GODINHO, Francisco Nunes (2004)
Associações piscícolas das albufeiras da bacia hidrográfica do Tejo e estrutura etária e crescimento individual de algumas populações. Vol. 25, n.º 1, p. 19-30.
- [28] PINTO, Paulo; MORAIS, Manuela; ROSADO, Joana; GUILHERME, Pedro (2004)
O contributo do projecto europeu AQEM para o desenvolvimento de uma metodologia multimétrica de avaliação da qualidade ecológica dos rios do sul de Portugal. Vol. 25, n.º 1, p. 31-44.
- [29] DUARTE, Maria Cristina; MOREIRA, Ilídio; FERREIRA, Maria Teresa (2004)
Flora de ecossistemas aquáticos e ribeirinhos portugueses: delimitação taxonómica, tipológica e espacial. Vol. 25, n.º 1, p. 67-94.
- [30] OLIVEIRA, Simone V.; CORTES, Rui M. V. (2004)
Índice multimétrico de habitat (IMH) para avaliar o estado dos sistemas fluviais. Vol. 25, n.º 1, p. 95-110.

- [31] SANTOS, José Maria; FERREIRA, Maria Teresa; PINHEIRO, Paulo Jorge; LOPES, Luís Filipe (2007)
Impacte do empreendimento de Odelouca (período de construção) na composição e distribuição espacial da comunidade piscícola. Vol. 28, n.º 3, p. 5-14.
- [32] FERNANDES, Maria Rosário; FERREIRA, Maria Teresa; HUGHES, Samantha; CORTES, Rui; SANTOS, José Maria; PINHEIRO, Paulo Jorge (2007)
Pré-classificação da qualidade ecológica na Bacia de Odelouca e sua utilização em directrizes de restauro. Vol. 28, n.º 3, p. 15-24.
- [33] FARIA, Carla; FABIÃO, André; ALMEIDA, Maria Helena; FABIÃO, António (2009)
Reabilitação das margens dos cursos de água: como produzir plantas lenhosas de qualidade por estacaria caulinar? Vol. 30, n.º 1, p. 55-62.
- [34] GODINHO, Francisco N.; ALBUQUERQUE, António C.; PINHEIRO, António N.; PINHEIRO, Paulo J.; REIS, Filipa M.; ALMEIDA, João (2009)
O programa de medidas compensatórias para a ictiofauna nativa da bacia hidrográfica do Sado (PMC-Sado). Etapas essenciais de elaboração. Vol. 30, n.º 1, p. 63-78.
- [35] FERREIRA, Maria Teresa (2009)
Sistemas de avaliação do estado ecológico: balanço crítico e necessidades futuras. Vol. 30, n.º 2, p. 7-14.
- [36] BERNARDO, João Manuel; ALVES, Maria Helena; PINTO, Paulo (2009)
Estado ecológico em rios – estratégia de implementação da directiva-quadro da água em Portugal. Vol. 30, n.º 2, p. 15-20.
- [37] MORAIS, Manuela; NOVAIS, Maria Helena; NUNES, Susana; PEDRO, Ana; ALMEIDA, Salomé F. P.; CRAVEIRO, Sandra C.; RODRIGUES, António M. F.; CASTRO, Luísa; CALDAS, Francisco Barreto (2009)
Validação da tipologia de rios por diatomáceas bentónicas – implementação da directiva quadro da água em Portugal Continental. Vol. 30, n.º 2, p. 21-28.
- [38] FEIO, Maria João; PINTO, Paulo (2009)
Tipologia e cenários biológicos do elemento macroinvertebrados. Vol. 30, n.º 2, p. 29-38.
- [39] ILHÉU, Maria; MATONO, Paula; FORMIGO, Nuno; FERREIRA, Maria Teresa; ALMEIDA, Pedro Raposo de; CORTES, Rui; BERNARDO, João Manuel (2009)
Tipologia fluvial para Portugal Continental com base no elemento peixes. Vol. 30, n.º 2, p. 39-46.
- [40] AGUIAR, Francisca C.F.; FERREIRA, Maria Teresa; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, Patricia; ALBUQUERQUE, António (2009)
Avaliação da qualidade ecológica de rios: macrófitos e vegetação ribeirinha. Vol. 30, n.º 2, p. 47-54.
- [41] MORAIS, Manuela; NOVAIS, Maria Helena; NUNES, Susana; PEDRO, Ana; ALMEIDA, Salomé F.P.; CRAVEIRO, Sandra C.; RODRIGUES, António M F.; CASTRO, Luísa, CALDAS, Francisco Barreto (2009)
Desenvolvimento de um sistema de avaliação ecológica para os rios baseado nas diatomáceas bentónicas. Vol. 30, n.º 2, p. 55-64.
- [42] PINTO, Paulo; FEIO, Maria João (2009)
Eficiência dos índices de macroinvertebrados desenvolvidos no exercício da intercalibração na avaliação do estado ecológico dos rios de Portugal Continental. Vol. 30, n.º 2, p. 65-76.
- [43] MATONO, Paula; ILHÉU, Maria; FORMIGO, Nuno; FERREIRA, Maria Teresa; ALMEIDA, Pedro Raposo de; CORTES, Rui; BERNARDO, João Manuel (2009)
Desenvolvimento de um índice piscícola para os rios de Portugal Continental. Vol. 30, n.º 2, p. 77-84.

TEMA [14]

ECONOMIA, SOCIOLOGIA, HISTÓRIA E DIREITO DA ÁGUA

- [1] CARVALHO, Ayres de (1980)
Lisboa e as suas fontes – O Aqueduto das Águas Livres. Vol. 1, n.º 2, p. 61-76.
- [2] BARROSA, João de Oliveira (1980)
A Ria de Aveiro e a sua influência na economia da região. Vol. 1, n.º 3, p. 83-96.
- [3] QUINTELA, António de Carvalho (1982)
Centenário do estudo hidrológico do Mondego da autoria de J. Cecílio da Costa. Vol. 3, n.º 3, p. 3-8.
- [4] QUINTELA, António de Carvalho (1984)
A defesa contra cheias e a rega dos campos do Tejo em 1608 (Antologia). Vol. 5, n.º 1, p. 109-112.
- [5] QUINTELA, António de Carvalho (1984)
Inundações da Baixa Lisboeta nos séculos XIV a XVII (Antologia). Vol. 5, n.º 2, p. 109-117.
- [6] AVILLEZ, Francisco X. M. de (1984)
Desenvolvimento agrícola pelo regadio – Política agrícola, adesão à CEE e desenvolvimento do regadio. Vol. 5, n.º 3, p. 43-60.
- [7] QUINTELA, António de Carvalho (1984)
Os estudos de 1884 para a rega do Alentejo (Antologia). Vol. 5, n.º 3, p. 67-78.
- [8] LOUREIRO, João Mimoso (1985)
Cheias e secas no rio Guadiana (Antologia). Vol. 6, n.º 1, p. 83-90.
- [9] SANCHES, Rui (1985)
Breves notas sobre o regime jurídico das águas subterrâneas em Portugal. Vol. 6, n.º 2, p. 69-76.
- [10] QUINTELA, António de Carvalho (1985)
Dois tratados de hidráulica publicados em português em 1775 e 1800 (Antologia). Vol. 6, n.º 2, p. 83-92.
- [11] QUINTELA, António de Carvalho; CARDOSO, J. L.; MASCARENHAS, José Manuel (1985)
Barragens romanas do sul de Portugal: Contribuição para o seu inventário e caracterização. Vol. 6, n.º 3, p. 61-77.
- [12] SARMENTO, António Morais (1986)
Navegação do rio Douro (Antologia). Vol. 7, n.º 2, p. 71-76
- [13] QUINTELA, António de Carvalho; LOUREIRO, João Mimoso (1987)
Estêvão Cabral, pioneiro na hidrometria de rios. Vol. 8, n.º 3, p. 71-78.
- [14] FERNANDES, Vasco G. (1989)
Legislação sobre águas subterrâneas do continente. Vol. 10, n.º 1, 2, 3, p. 23-26.
- [15] AVILEZ, Francisco; GOMES, José Costa; ANDRADE, Adelina (1990)
Avaliação de projectos hidroagrícolas no contexto da Política Agrícola Comum. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 7-12.
- [16] GOMES, José Costa; MIRANDA, José Costa (1990)
O custo da água para rega como indicador técnico-económico. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 37-42.

- [17] ESTÊVÃO, José (1990)
Financiamento dos aproveitamentos hidroagrícolas no âmbito do PEDAP. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 89-94.
- [18] CARVALHO, Carlos Viana de (1990)
O financiamento das operações de irrigação. Vol. 11, n.º 1, 2, 3, p. 95-100.
- [19] SILVA, Maria Manuela Portela C. S. Ramos da (1991)
Produção independente - valorização do kWh. Vol. 12, n.º 3, p. 25-34.
- [20] QUINTELA, António de Carvalho; CARDOSO, João Luís; MASCARENHAS, José Manuel (1994)
Três estruturas hidráulicas antigas do Baixo Alentejo. Vol. 15, n.º 1, p. 21-24.
- [21] LIMA, Maria Luísa; FAÍSCA, Luís (1994)
O ajustamento das populações ao risco de cheias: Estudo exploratório em Portugal. Vol. 15, n.º 2, p. 3-20.
- [22] SANCHES, Rui (1994)
O rio Guadiana e o aproveitamento hidráulico de fins múltiplos de Alqueva. Vol. 15, n.º 2, p. 45-60.
- [23] QUINTELA, António de Carvalho (2001)
Nota Técnica – Uma questão de terminologia hidráulica: “açude” ou “barragem”. Vol. 22, n.º 1, p. 101-108.
- [24] QUINTELA, António de Carvalho (2001)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – Estêvão Cabral – 1734-1811. Vol. 22, n.º 2, p. 121-126.
- [25] QUINTELA, António de Carvalho (2002)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – Bento Fortunato de Moura Coutinho de Almeida d’Eça – 1825-1906. Vol. 23, n.º 1, p. 141-146.
- [26] VIEIRA, Vicente P. P. B. (2002)
Sustentabilidade do semi-árido brasileiro: desafios e perspectivas. Vol. 23, n.º 2, p. 85-92.
- [27] SERRA, Pedro Cunha (2002)
A evolução do direito português das águas e do ambiente nos últimos 25 anos. Vol. 23, n.º 2, p. 93-112.
- [28] QUINTELA, António de Carvalho (2002)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – José Filipe Rebelo Pinto – 1907-1979. Vol. 23, n.º 2, p. 125-132.
- [29] SANCHES, Rui (2003)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – António Trigo de Morais – 1895-1966. Vol. 24, n.º 1, p. 77-84.
- [30] OLIVEIRA, I. B. Mota (2003)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – Adolpho Ferreira de Loureiro – 1836-1911. Vol. 24, n.º 2, p. 91-102.
- [31] RAMOS, Fernando Silveira (2003)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – Fernando Vasco Costa – 1913-1996. Vol. 24, n.º 3, p. 75-80.
- [32] QUINTELA, António de Carvalho; RAPOSO, José Rasquilho (2004)
Vultos portugueses em hidráulica e recursos hídricos – Pedro de Varennes Monteiro de Mendonça – 1915-1991. Vol. 25, n.º 3, p. 85-94.
- [33] RAMALHO, Elsa Cristina; LOURENÇO, Maria Carla (2005)
Nota Técnica – As águas de Alfama – memórias do passado da cidade de Lisboa. Vol. 26, n.º 1, p. 101-114.



ASSOCIAÇÃO
PORTUGUESA
DOS RECURSOS HÍDRICOS

Avenida do Brasil, 101
1700-066 Lisboa /// Portugal
Tel.: +351 21 844 34 28 /// Fax: +351 21 844 30 17
E-Mail: aprh@aprh.pt /// Web: www.aprh.pt