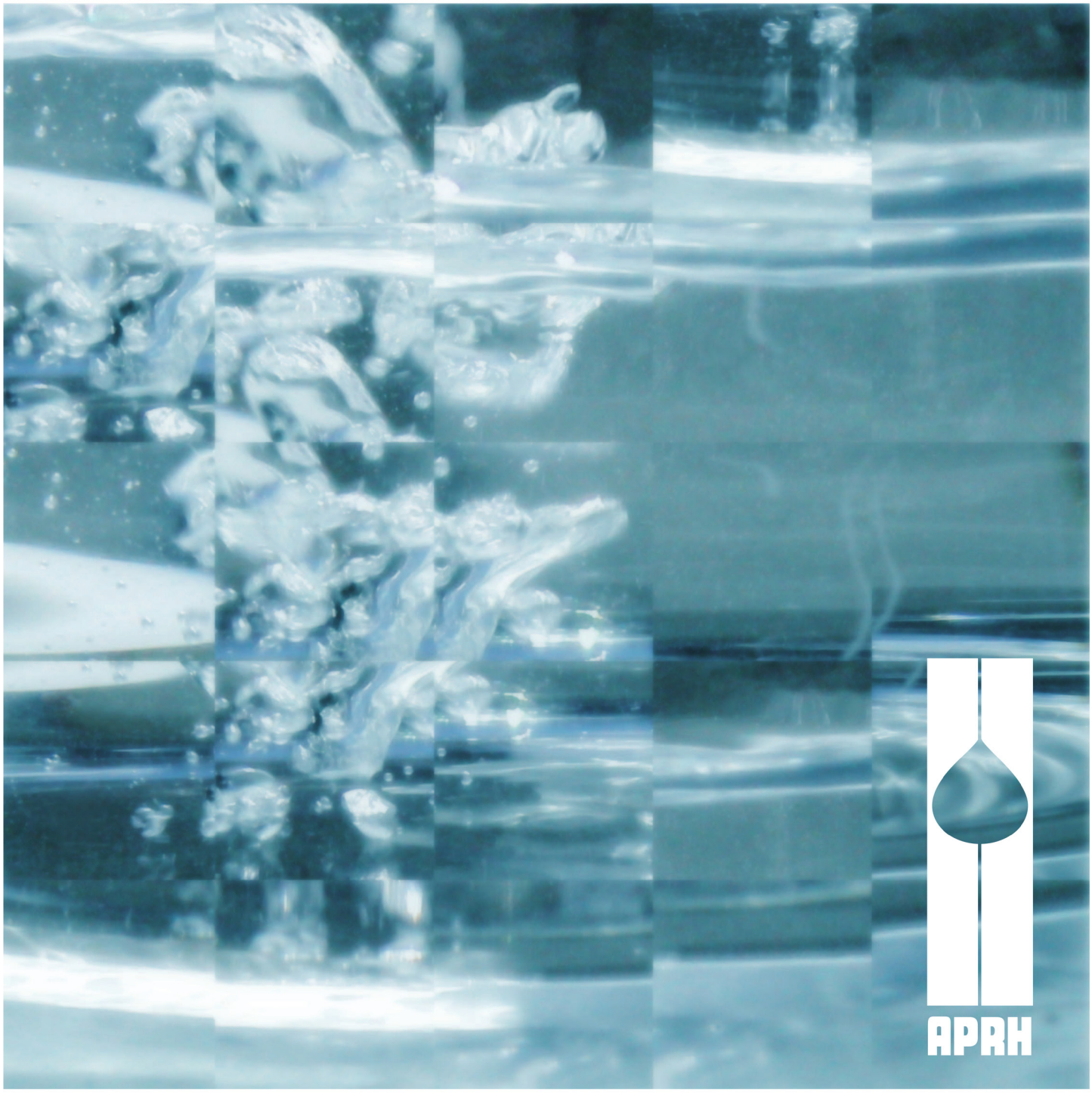
Recursos Hídricos

Revista da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

MAIO2015
{vol.36#01}



Proprietário
Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

Diretor
José Simão Antunes do Carmo

Subdiretora
Maria Manuela Portela

Conselho de Direção
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, Lisboa
João Soromenho Rocha, LNEC, Lisboa
José Manuel Pereira Vieira, UM, Portugal
Maria Manuela Portela, IST, Lisboa
Teresa Ferreira Cardoso, ISA, Portugal

Secretariado
Ana Estêvão
André Cardoso
Conceição Martins

Redação e Administração
Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
a/c LNEC
Av. do Brasil, 101
1700-066 Lisboa
PORTUGAL
Telefone 21 844 34 28 Fax 21 844 30 17
NIF nº 501063706

Periodicidade
Semestral

Design
Flatland Design

Publicação Subsidiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia

Os artigos publicados na Recursos Hídricos são identificados com DOI (Digital Object Identifier).

Registo na ERC nº 125584

Depósito legal nº 5838/84

ISSN 0870-1741

RECURSOS HÍDRICOS

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

MAIO**2015**
vol. 36#01

3
EDITORIAL
José Simão Antunes do Carmo

5
EFEITO DE UM INCÊNDIO FLORESTAL NAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA DA RIBEIRA DE SÃO DOMINGOS (REGIÃO OESTE DE PORTUGAL)
Bruno Miguel Meneses /// Nuno Cortez

15
CONCEITOS DE ÁGUA VIRTUAL E PEGADA HÍDRICA: ESTUDO DE CASO DA SOJA E ÓLEO DE SOJA NO BRASIL
Tobias Bleninger /// Luziadne Katiucia Kotsuka

25
CARTOGRAFIA HIDROGEOLÓGICA DAS ÁREAS DE VALONGO, DE PAREDES E DE AROUCA
Eduardo Gonçalves

37
AVALIAÇÃO DE MODELOS DE ATRITO VARIÁVEL EM TRANSIENTES HIDRÁULICOS
Fábio Eduardo Franco Rodrigues Ferreira /// João Marcelo Costa Barbosa /// Marco Aurélio Holanda de Castro

47
AVALIAÇÃO DAS VULNERABILIDADES RADIOLÓGICAS NA BACIA DO RIO MONDEGO E PROTEÇÃO DOS ECOSSISTEMAS DULÇAQUÍCOLAS
Fernando P. Carvalho /// João M. Oliveira /// Margarida Malta

59
ESTUDO DA CAPACIDADE DE DRENAGEM NATURAL DE UMA BACIA AO ZONEAMENTO DO SOLO URBANO
Andreza Tacyana Felix Carvalho /// Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral /// Matheus Martins de Sousa

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 2015.

NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS

Os autores interessados em publicar artigos técnico-científicos ou discussões de artigos anteriormente publicados na revista «Recursos Hídricos» deverão respeitar as seguintes normas:

1. Deve ser apresentado um original em papel A4 e em suporte informático do artigo redigido em língua portuguesa, utilizando a forma impessoal. O processador de texto a utilizar deverá ser Word (Microsoft). O título, o nome do(s) autor(es) e o texto do artigo devem ser guardados num ficheiro único e devidamente identificado (por exemplo, artigo.doc). As imagens devem ser entregues em separado (TIF ou GIF) com qualidade para impressão offset (300 dpi). O texto deve conter a indicação acerca da inserção das imagens. Os gráficos, esquemas e tabelas devem ser também apresentados em separado e editáveis, ou quando possível, no caso dos gráficos, devem ser ser apresentadas as tabelas numéricas que lhes deram origem. De preferência deve também ser apresentado um PDF do artigo completo de forma a esclarecer dúvidas face aos documentos recebidos.
2. O texto deve ser corrido a uma coluna, com espaçamento normal, e ter uma extensão máxima de 20 mil caracteres.
3. O título do artigo não deve exceder os 76 caracteres, devendo ser apresentado também em inglês.
4. A seguir ao título deve ser indicado o nome do(s) autor(es) e um máximo de 3 referências aos seus graus académicos ou cargos profissionais, assim como o número de associado, caso seja membro da APRH.
5. O artigo deverá ser antecedido de resumos em português e inglês (abstract) que não deverão exceder mil caracteres cada.
6. Devem ser indicados, de forma clara, os locais onde se pretendem inserir as figuras (desenhos ou fotografias, de preferência a cores). Os desenhos devem, de preferência, ser fornecidos em suporte magnético, em ficheiros individuais devidamente identificados (por exemplo, Figura1.doc, etc.) e numa cópia em papel A4. As fotografias devem ser enviadas no papel original ou em diapositivos, devidamente identificados.
7. As referências bibliográficas no meio do texto devem ser feitas de acordo com a norma portuguesa NP-405 de 1996, indicando o nome do autor (sem iniciais) seguido do ano de publicação entre parêntesis. No caso de mais de uma referência relativa ao mesmo autor e ao mesmo ano, devem ser usados sufixos a), b), etc.
8. Os artigos devem terminar por uma lista de referências bibliográficas organizada por ordem alfabética do nome (apelido) do primeiro autor, seguido dos nomes dos outros autores, caso os haja, do título da obra, editor, local e ano de publicação (ou referência completa da revista em que foi publicada).
9. Só serão aceites discussões de artigos publicados até dois meses após a publicação do número da revista onde esse artigo se insere. As discussões serão enviadas ao autor do artigo, o qual poderá responder sob a forma de réplica. Discussões e réplica, caso exista, serão, tanto quanto possível, publicados conjuntamente.
10. O título das discussões e da réplica é o mesmo do artigo original acrescido da indicação Discussão ou Réplica. Seguidamente, deve constar o nome do autor da discussão ou da réplica de acordo com o indicado no ponto 4.
11. As normas para publicação de discussões e réplicas são as mesmas do que para a publicação de artigos.
12. Os artigos e as discussões (texto, disquete e ilustrações respectivas) devem ser enviados para a sede da APRH

Secretariado da APRH
A/c LNEC – Av. do Brasil, 101
1700-066 Lisboa
Portugal

EDITORIAL

À semelhança de 2013, também o ano de 2014 foi fértil em acontecimentos suficientemente reveladores da falta de preparação do nosso país para fazer face a acontecimentos que nem sequer se poderão considerar imprevisíveis. Temos ainda presente o inverno de 2013-2014 marcado por várias tempestades, de que se destacaram as ocorridas entre 6 a 8 de janeiro de 2014 (tempestade HÉRCULES) e nos dias 8 e 9 de fevereiro de 2014 (furacão STEPHANIE). Com as ondas a atingirem alturas superiores a 10 m, em qualquer dos casos, registaram-se galgamentos marginais com elevados prejuízos ao longo de toda a zona costeira, e muito em particular na região norte.

Como de costume, tudo o que se passou naquele inverno foi esquecido no verão seguinte com os costumados incêndios a que vamos assistindo ano após ano. Embora as ocorrências do último verão não tenham assumido as proporções atingidas em alguns anos anteriores, ainda assim registaram-se 26 grandes incêndios, que queimaram cerca de 11000 hectares de espaços florestais, de um total de cerca de 20000 hectares destruídos pelas chamas, só no passado ano de 2014.

Ainda a nível fluvial, também as cheias e inundações são frequentes e com elevados prejuízos. Basta ter presente a ocorrência recente registada no rio Ceira, no passado mês de janeiro, com a inundação de doze casas e uma estrada cortada numa localidade próxima de Coimbra. Ainda em consequência desta cheia, uma estrada municipal ficou igualmente intransitável num concelho do interior.

Compreender o perigo de uma inundação requer o entendimento dos tipos e causas da inundação, as suas probabilidades de ocorrência e o seu impacto em termos de extensão, duração, profundidade e velocidade. É importante saber onde e com que frequência os possíveis eventos de inundação podem ocorrer, que população e ativos ocupam as áreas potencialmente afetadas, qual o grau de vulnerabilidade destas pessoas e dos bens instalados, como são estes espaços planeados e desenvolvidos, e o que está sendo feito visando a redução do risco de inundação. Este conhecimento é crítico para compreender a necessidade, urgência e prioridade em implementar medidas de gestão de risco de inundação

Mais recentemente, registou-se o mês de março mais seco dos últimos 18 anos e com uma temperatura média superior ao valor normal. Segundo o boletim climatológico mensal do Instituto Português do Mar e da Atmosfera, mais de 90% de Portugal continental encontrava-se, no final de março, em situação de seca meteorológica fraca a moderada e 7% do território registava uma seca severa.

Ainda de acordo com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera, o panorama no final de abril não era muito diferente, com as seguintes percentagens do território em situação de seca meteorológica: 17.6% em seca fraca, 79.0% em seca moderada e 3.4% em seca severa. O valor médio da temperatura máxima do ar em abril (20.90°C) correspondeu ao 2º valor mais alto dos últimos 18 anos (valor mais elevado em 2011, com 23.08°C).

Ou seja, os fenómenos extremos não só ocorrem como tendem a agravar-se. Os acontecimentos invariavelmente registados no nosso país ano após ano, em que se incluem a perda de território, as cheias, as inundações urbanas e os incêndios florestais, têm consequências que ultrapassam em muito o restrito período da sua ocorrência. Os prejuízos materiais e humanos são apenas as consequências imediatas e mais óbvias. Segundo a diretora-geral da OMS, Margaret Chan, "*as alterações climáticas colocam diretamente em perigo a saúde. Os efeitos do aquecimento do planeta vão ser brutais e fortemente sentidos, provocando alterações no ar, na água, nos hábitos alimentares, na longevidade e nas doenças*".

E no entanto, continua por implementar no nosso país uma política de planeamento e gestão que contribua para uma efetiva redução de riscos, ou pelo menos de mitigação de consequências, preservação dos recursos naturais e prossecução de uma via que deverá conduzir a sustentabilidade ambiental. É fundamental adotar os *princípios da prevenção e da precaução*, antecipando possíveis problemas imediatos e futuros, e ter uma atitude pró-ativa, garantindo assim proteção ambiental apesar da incerteza.

Pela atualidade, frequência e previsibilidade com que ocorrem os eventos acima relatados, pelos prejuízos materiais e humanos que comportam, e ainda (ou fundamentalmente) pelas irreparáveis consequências ambientais que acarretam, estas temáticas são particularmente bem acolhidas para possível publicação na *Revista Recursos Hídricos*.

O Diretor da *Recursos Hídricos*
José Simão Antunes do Carmo

EFEITO DE UM INCÊNDIO FLORESTAL NAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA DA RIBEIRA DE SÃO DOMINGOS (REGIÃO OESTE DE PORTUGAL)

EFFECT OF A FOREST FIRE ON PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF THE WATER OF SÃO DOMINGOS STREAM (WESTERN REGION OF PORTUGAL)

Bruno Miguel Meneses

Mestre em Gestão do Território, Geografia Física e Engenharia do Ambiente. Doutorando do IGOT (ULisboa) e Investigador do Centro de Estudos Geográficos (RISKam) /// bmeneses@campus.ul.pt /// Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa

Nuno Cortez

Professor Auxiliar /// Departamento de Recursos Naturais, Ambiente e Território, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa /// nunocortez@isa.ulisboa.pt /// Associado nº 664

RESUMO: Esta comunicação apresenta a avaliação do efeito de um incêndio florestal nas propriedades físico-químicas da água da Ribeira de São Domingos (Região Oeste de Portugal), resultante do arrastamento de elementos e compostos químicos pela água de escorrência superficial da área ardida. Para esta avaliação selecionaram-se dois locais de amostragem na ribeira (um a montante e outro a jusante da área ardida), onde se fizeram quatro colheitas de água em diferentes momentos, após o incêndio. Nas amostras de água recolhidas foram feitas determinações de pH, da condutividade elétrica e dos teores de N, P, Ca, Mg, K e Na. Os resultados obtidos revelaram ter havido *input* de nutrientes na ribeira, arrastados pela água da precipitação que escorreu superficialmente na área ardida. Este arrastamento foi mais elevado na sequência das primeiras chuvadas após o incêndio, reduzindo-se depois ao longo do tempo.

Palavras-chave: propriedades físico-químicas da água, incêndios florestais, escorrência superficial, perda de nutrientes.

ABSTRACT: This communication presents the assessment of the effect of a forest fire on physicochemical properties of the water of São Domingos Stream (Western Region of Portugal), resulting from nutrient leaching by surface runoff from the burned area. For this evaluation have been selected two sampling locations along this river (one upstream and other downstream of the burned area), where water samples were collected at four different times after the forest fire. Water samples were analyzed for measuring pH, electric conductivity and N, P, Ca, Mg, K and Na concentrations. The measured data confirmed the input of nutrients in the river from burned area through surface runoff. This nutrient leaching reduced over time, resulting from diminished availability of elements in burnt areas.

Keywords: physicochemical properties of the water, forest fires, surface runoff, nutrients loss.

1. INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais apresentam, em geral, como consequência, a redução da qualidade da água dos sistemas hídricos localizados a jusante, pela quantidade de poluentes libertada durante a combustão do material florestal e pelo fácil transporte dos mesmos até aos cursos de água pela escorrência superficial (Eriksson *et al.*, 2003; Alexander *et al.*, 2004; Pio *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2010a,b; Smith *et al.*, 2011). Em Portugal estes eventos são um dos fenómenos com maior impacte ambiental, sobretudo pela acentuação de processos hidrológicos e erosivos (Shakesby *et al.*, 1996), dos quais resulta também a perda de qualidade da água devido à conetividade entre estes processos que ocorrem nas vertentes ardidas e os cursos de água (Ferreira *et al.*, 2010b).

Estes eventos são responsáveis pela remoção de toda a camada vegetal que protege o solo. Da perda desta proteção, resulta a diminuição da interceção da precipitação, aumentando assim a quantidade de água disponível para o escoamento com o incremento da sua velocidade ao longo das vertentes, decréscimo da evapotranspiração com aumento do fluxo de base, redução da infiltração e aumento da escorrência superficial (Gottfried e Debano, 1990; Moody e Martin, 2001; Shakesby e Doerr, 2006). Após a ocorrência do incêndio florestal, a camada hidrófoba do solo e a camada hidrófila subjacente condicionam os processos hidrológicos e erosivos, havendo uma drástica redução da capacidade de infiltração na primeira camada e o favorecimento da escorrência superficial, proporcionando-se a fácil mobilização da camada de cinzas hidrófilas, originando um aumento da erosão hídrica e o arrastamento de uma importante quantidade de nutrientes (Ferreira *et al.*, 2010b).

Os vários elementos ou compostos resultantes da combustão da vegetação durante o incêndio podem ser transportados por via aérea (em suspensão), posteriormente depositados no solo ou em corpos de água (e.g. rios e lagos, entre outros); ou então transportados pela água do escoamento superficial e subterrâneo (depois de haver infiltração de água que caiu sobre as vertentes). Sob este ponto de vista, os cursos de água superficiais, por receberem maior quantidade de água do escoamento superficial (Ramos, 2005), estão mais vulneráveis à contaminação, sobretudo se receberem águas resultantes de escoamento com elementos ou compostos resultantes dos incêndios florestais (Alexander *et al.*, 2004; Meneses, 2013). Destaca-se assim a água da escorrência superficial no transporte de sedimentos e de cinzas depositadas na superfície do solo resultantes da combustão da vegetação e matéria orgânica ali presente. Quando a presença de partículas em suspensão na água é muito elevada, tanto em flutuação, como dispersas, reflete-se na turbidez da mesma (Landsburg e Tiedemann, 2000).

Contudo, os efeitos dos incêndios florestais variam consoante as características do incêndio (intensidade, severidade e processos ou tratamentos durante e pós-incêndio) e, também, do ambiente onde este ocorreu (declive das vertentes, coberto do solo, precipitação e temperatura) (Fowler, 2003).

Segundo Landsburg e Tiedemann (2000) os efeitos mais visíveis após a remoção da camada vegetal ou material orgânico pelos incêndios florestais, são a erosão hídrica e ocorrência ou amplificação de cheias, o que causa o transporte em excesso de sedimentos (fonte de poluição difusa) e nutrientes, posteriormente introduzidos nos corpos de água. Estes autores referem que os fatores com maior impacte na redução da qualidade da água para consumo humano são: a turbidez ou turvação, o teor de sedimentos em suspensão na água, o aumento de nutrientes no escoamento e o aumento da temperatura da água. Referem ainda que os constituintes químicos que causam maior preocupação, pela suscetibilidade que existe de estes serem transportados da área queimada até aos cursos de água, são os nitratos e os nitritos. Porém podem ocorrer outras alterações pela modificação de outros parâmetros, como é o caso da variação do pH, concentração de sulfato, cloreto, ferro, total de sólidos dissolvidos, entre outros componentes, com destaque para os fosfatos, visto serem compostos com elevados impactes na qualidade da água, devido à sua capacidade de alteração da cor, odor e sabor (perda da qualidade da água para consumo humano), mas também por originarem outros processos, como é o caso da aceleração da eutrofização da água.

Os incêndios florestais podem ser uma das fontes de contaminação dos cursos de água, devido aos vários elementos resultantes da combustão do material florestal, como é o caso de alguns nutrientes, que são posteriormente arrastados até estes por diversos meios (Meneses, 2013).

No processo de combustão natural da vegetação destaca-se, também, a elevada produção de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP),

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em novembro de 2014, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em janeiro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 5-14, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-1

compostos causadores de grandes preocupações ambientais por serem mutagénicos, carcinogénicos e teratogénicos (Mumtaz e George, 1995; Olivella *et al.*, 2006; Vila-Escale *et al.*, 2007; IARC, 2010; Laumann *et al.*, 2011; Vergnoux *et al.*, 2011a,b). Segundo Kim *et al.* (2003) os HAP são produzidos pela combustão incompleta da matéria orgânica e emitidos durante a ocorrência dos incêndios florestais, tanto na forma gasosa como particulada. Estes processos variam em função do tipo de incêndio e processo de combustão, admitindo-se a possível maximização da formação dos HAP com temperaturas de combustão entre 500 e 800ºC (Pio *et al.*, 2006).

No âmbito deste estudo, porém, centrámos a nossa atenção apenas na variação das concentrações dos principais nutrientes (N, P, K, Ca, Mg), da condutividade elétrica e do pH das águas.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica da Ribeira de Cezaredas, localizada no Concelho da Lourinhã (Região Oeste de Portugal Continental), local onde ocorreu um incêndio florestal a 19 de Julho de 2012 (Figura 1). É uma área de origem sedimentar, com presença de conglomerados, arenitos, calcários e margas (Carta Geológica de Portugal, 1962), com solos litólicos não húmicos e pouco insaturados (Carta dos Solos), onde predominavam grandes manchas de carrasco (*Quercus coccifera*), eucaliptos (*Eucalyptus globulus*) e alguns pinheiros mansos e bravos (*Pinus pinea* e *Pinus pinaster*).

Em função da localização da área ardida, escolheram-se dois locais para a colheita de amostras no curso de água superficial adjacente às vertentes ardidas. O primeiro ponto localiza-se a montante da área ardida (designado por A) e o segundo a jusante desta área (ponto B). Em cada local colheram-se quatro amostras de água em diferentes momentos em função da ocorrência de precipitação; realizando-se a primeira colheita a 27-09-2012, na altura em que ocorreram as primeiras chuvadas com precipitação significativa, e as restantes em 19-10-2012, 01-12-2012 e 16-01-2013. Cada amostra foi codificada com a letra correspondente ao local de colheita e um número em função das datas e ordem de colheita (1, 2, 3 e 4, respetivamente).

Com base na análise química destas amostras de água, avaliaram-se as possíveis alterações da qualidade da água da Ribeira de São Domingo após o incêndio, depois de ocorrer precipitação capaz de gerar escorrência superficial e exportar elementos químicos da área onde ocorreu o incêndio. É de salientar, porém, que só uma parte da área ardida é drenada diretamente para a ribeira entre os locais selecionados para a colheita de amostras, conforme se pode observar na Figura 1.

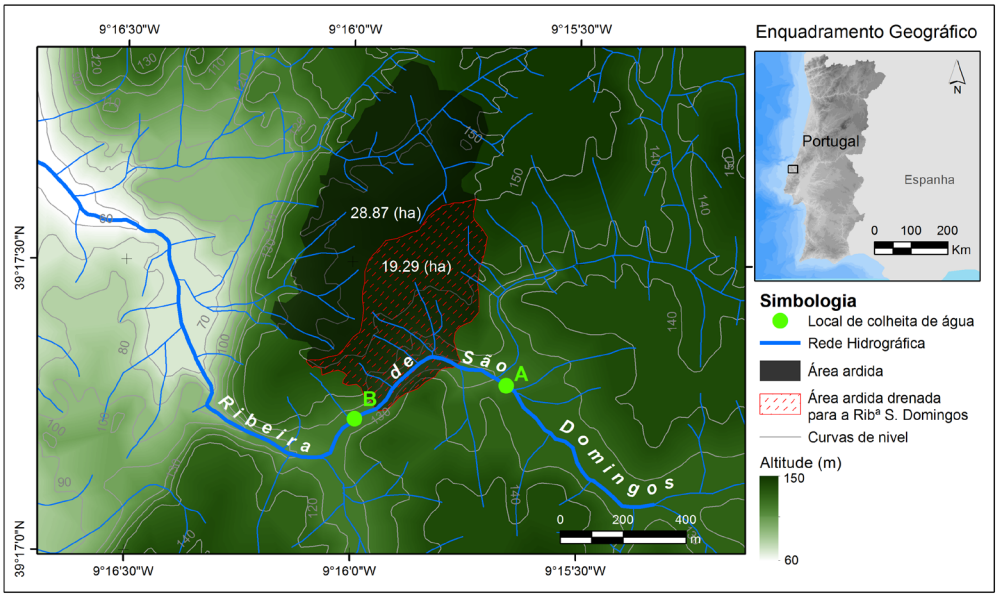


Figura 1 - Enquadramento geográfico da área ardida no Planalto de Cezaredas, com representação dos locais selecionados para a colheita de amostras de água.

2.2. A precipitação

Após a extinção do incêndio florestal monitorizou-se a ocorrência de precipitação através das estações meteorológicas em funcionamento da rede do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) mais próximas à área ardida.
A primeira precipitação capaz de gerar escorrência superficial ocorreu de 23 a 28 de Setembro de 2012, destacando-se este período pluvioso com a precipitação máxima diária no dia de colheita das primeiras amostras (Tabela 1). Dos quatro períodos de precipitação selecionados para a colheita de amostras sobressai o segundo com mais precipitação acumulada, e também com a maior precipitação média diária.

2.3. Metodologia analítica

As amostras de água recolhidas na ribeira foram submetidas a várias análises em laboratório para a determinação do pH, da condutividade elétrica e dos teores de azoto total (N), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na).
O pH determinou-se com recurso ao potenciómetro com elétrodo de vidro combinado. Já o teor de sais solúveis avaliou-se através da condutividade elétrica, utilizando-se neste caso um condutivímetro com compensação automática de temperatura. As concentrações de N total determinaram-se pelo método de Kjeldahl (Bremner e Mulvaney, 1982) recorrendo-se a um sistema de destilação Kjeltec Auto 1030 Analyser. O P assimilável determinou-se pelo método de Egner-Riehm (Póvoas e Barral, 1992) e as bases de troca (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} e Na^{+}) por espectrofotometria de absorção atómica (Lucas e Sequeira, 1976).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Variação do teor de nutrientes e pH das amostras de água

As bases de troca (Na, K, Mg e Ca) apresentaram na generalidade teores superiores no local B, comparativamente ao observado no local A (Figura 2). Destas sobressai o Ca com as concentrações mais elevadas (maior disponibilidade natural na área de estudo), nutriente que se diferencia dos restantes também por apresentar teores inferiores nas águas da primeira colheita no local B, face ao local A. O K é o nutriente com menor concentração entre as bases de troca, mas apresenta elevada variação entre os dois locais de amostragem nas águas da primeira colheita, com valores cerca de três vezes superiores no local B, comparativamente ao observado no local A. Em todos os nutrientes observou-se a consecutiva redução do teor ao longo do tempo.
Considerando a concentração média das bases de troca das quatro amostras colhidas por cada local de amostragem, o Ca apresenta-se com a maior concentração no ponto B, havendo uma diferença de 6.18 mg l^{-1} relativamente ao ponto A. Os restantes nutrientes, Mg, Na e K, embora com teores mais reduzidos face ao Ca, também apresentam concentrações mais elevadas no local B, sobressaindo os dois últimos com as variações mais elevadas entre os dois locais de amostragem (6.46 e 7.49 mg l^{-1}, respetivamente). O Mg é o elemento que apresentou menor variação média entre A e B (5.1 mg l^{-1}). Estes resultados refletem a influência das águas que escoaram da área queimada (arrastamento de nutrientes) no aumento das concentrações destes elementos químicos na água que circulou pela Ribeira de São Domingos durante o período de monitorização.

Tabela 1 - Caraterísticas médias da precipitação (P) ocorrida nas estações meteorológicas* em funcionamento mais próximas à área ardida, durante os quatro eventos pluviométricos para os quais se realizaram amostragens de água na ribeira – P acumulada total (mm), P acumulada nas 48 h antecedentes à amostragem (mm), P máxima diária (mm), total de dias de P e números de dias com P superior a 10 mm.

Colheita de amostras de água	Data de colheita	∑P de cada episódio pluvioso (mm)	∑P nas 48h antecedentes (mm)	P Máx. diária (mm)	Total de dias de P	Dias com P >10 mm
1ª Colheita	27-09-2012	26.27	13.85	12.23	5	1
2ª Colheita	19-10-2012	35.80	23.53	18.93	7	1
3ª Colheita	01-12-2012	19.99	15.20	11.25	6	1
4ª Colheita	16-01-2013	11.34	6.79	6.41	6	0

*Areia Branca, Baleal, Barragem de Magos, Rego da Murta, Sobral da Abelheira e São Julião do Tojal.

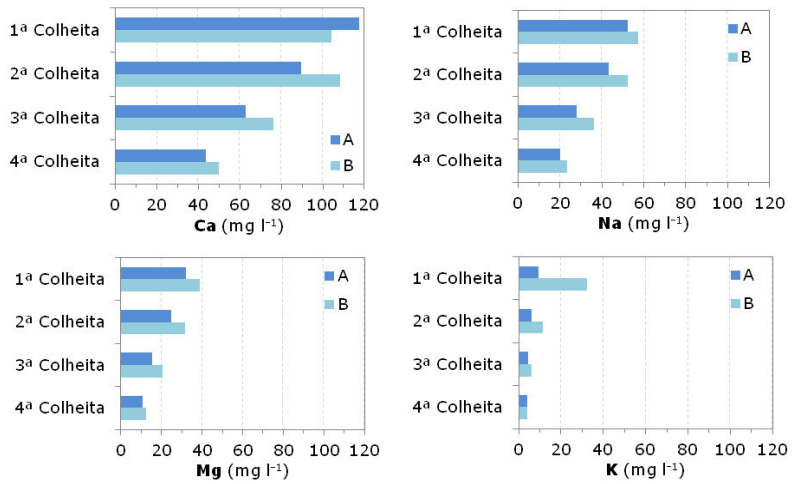


Figura 2 - Variação do teor das bases de troca catiónica nas águas colhidas a montante (A) e jusante (B) da área ardida.

Nestes resultados, os padrões obtidos estão de acordo com o que era expectável, contudo as diferenças poderão não ser estatisticamente significativas, devido ao efeito de diluição. Salienta-se aqui também o padrão, lógico, de variação ao longo do tempo.

As águas colhidas no local B apresentaram teores de N inferiores ao verificado a montante da área ardida (Figura 3). De destacar a maior concentração deste nutriente nas águas da primeira colheita, com redução nas águas das colheitas seguintes, à exceção das águas da última colheita, onde se verificou teores semelhantes ao verificado nas águas da segunda colheita. Nas águas da última colheita no local B não se verificou a presença de N. No geral, verificaram-se teores muito reduzidos em todas as águas, com uma variação irregular nos quatro momentos de colheita entre montante e jusante da área ardida, não se conseguindo aferir através destes o *input* de N na água da ribeira. A redução consecutiva de N na água colhida imediatamente a jusante da área ardida, ao longo de todo o período, é coerente com o aumento progressivo de pH observado neste mesmo local, fator que pode explicar a consequente redução de N ao longo do tempo, por se proporcionar a sua volatilização com o aumento do pH.

Os teores de P nas águas analisadas variaram consoante o local e momento de colheita, i.e., nas águas das duas primeiras colheitas registaram-se no local B teores inferiores aos do local A, mas nas águas das duas últimas colheitas destaca-se o local B com os teores mais elevados (Figura 3). Os teores obtidos deste nutriente nas águas colhidas são muito reduzidos. Contudo, ainda assim, demonstram o aumento do teor no ponto B, em consequência do *input* deste nutriente nas águas da ribeira após a passagem pela área queimada e de ter recebido água que escorreu da mesma. Nesta abordagem tem de se considerar a hipótese de haver variação do caudal da ribeira, influenciando assim os resultados obtidos, sobretudo por se proporcionar o aumento do efeito de diluição quando o caudal é maior. De salientar nos resultados obtidos que as variações encontradas do pH, do N e ainda do P, são as que se distanciam mais do padrão expectável.

Analisando as variações absolutas do teor de todos os nutrientes, sobressai a elevada redução do teor de Ca entre montante e jusante da área ardida na primeira colheita, mas nas águas das colheitas seguintes verificou-se sempre aumento no Local B (gráfico da esquerda da Figura 4). Os nutrientes Mg, K e Na também aumentaram de teor nas águas colhidas entre os locais de amostragem A e B, com destaque para K com aumento superior a 200% na água da primeira amostragem (gráfico da direita da Figura 4). Já o teor de P, nas duas primeiras amostragens houve redução, mas nas duas últimas houve aumento, sendo este o nutriente com a maior variação absoluta entre os dois pontos de amostragem. O teor de N reduziu sempre, com a maior diferença nas águas da última amostragem.

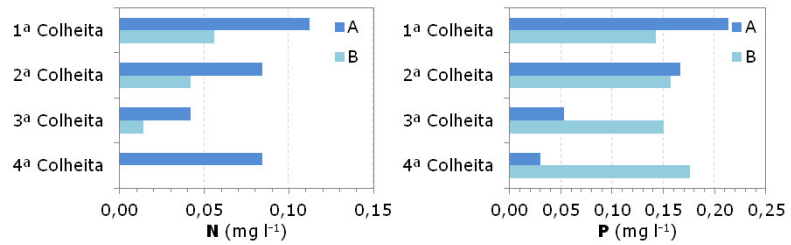


Figura 3 - Variação do teor de N e P nas águas colhidas a montante (A) e jusante (B) da área ardida.

O pH das amostras variou entre pouco alcalino a alcalino. O pH mais elevado verificou-se nas águas da quarta colheita a montante da área ardida (local A) e o mais reduzido nas águas da primeira colheita neste mesmo local. Destacam-se as águas da primeira e terceira colheitas com valores de pH superiores no ponto B (jusante da área ardida), face ao verificado no local A (Figura 5). Estes resultados ao diferenciarem-se entre montante e jusante da área ardida, com variações irregulares ao longo do tempo (por vezes mais elevado a montante e vice-versa), podem refletir a variação da temperatura da água ao longo do troço da ribeira, onde certamente ocorreram trocas gasosas com a atmosfera provocando alterações do pH.

Quanto aos sais solúveis, avaliados através da condutividade elétrica, verificou-se maior concentração nas águas da primeira colheita a jusante da área ardida. Contudo, o teor de sais das várias águas analisadas é reduzido, mas nos resultados obtidos evidencia-se a constante redução ao longo do tempo (Figura 5). As amostras do local B destacaram-se sempre com as concentrações mais elevadas de sais. Estes resultados revelam a presença de maior concentração de sais na água deste ponto, face à água colhida a montante, demonstrando a influência da escorrência superficial, proveniente da área ardida, no arrastamento de sais e consecutiva alteração da composição química da água da ribeira em avaliação. Por outro lado também indicam a redução consecutiva de sais transportados até à ribeira (no troço analisado) durante o período de monitorização, refletindo a menor disponibilidade dos mesmos na área queimada ao longo dos vários momentos de colheita de água, devido às perdas que ocorreram entretanto.

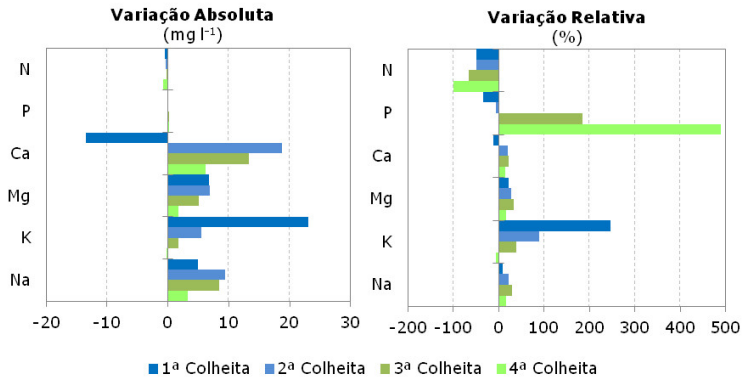


Figura 4 - Variação absoluta e relativa do teor de nutrientes nas águas colhidas entre montante (A) e jusante (B) da área ardida.

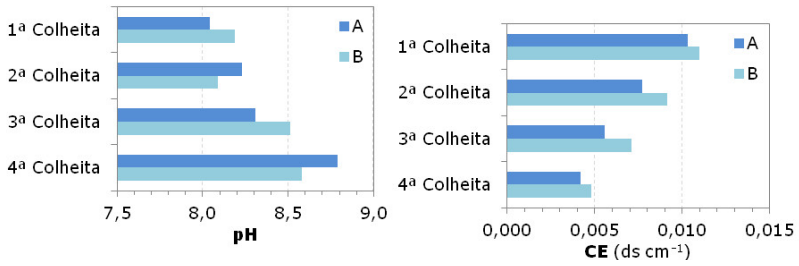


Figura 5 - Variação do pH e condutividade elétrica (CE) nas águas colhidas a montante (A) e jusante (B) da área ardida.

3.2. Análises estatísticas e razões entre nutrientes

Na análise da precipitação ocorrida nas 48h antecedentes a cada colheita, com o teor médio dos nutrientes das amostras, verificou-se alguma relação entre o Na, Mg, Ca e P (Tabela 2). Estes resultados vêm demonstrar a importância da quantidade de precipitação que cai sobre as áreas ardidas na geração de escorrência superficial e respetivo arrastamento dos elementos químicos para jusante, neste caso com *input* nas águas da Ribeira de São Domingos. Porém refere-se que o conjunto dos valores que integraram esta avaliação é relativamente pequeno (não são significativos), o que requer alguma prudência na interpretação dos resultados obtidos.

Com os valores padronizados das bases de troca, P, N e pH determinados nas águas procedeu-se à análise de componentes principais, destacando-se nos resultados obtidos a clara distinção entre as águas colhidas a montante e jusante da área ardida, mas também a redução de teores entre a primeira e última colheita (Figura 6). As águas das duas primeiras colheitas no local B apresentaram variações muito semelhantes dos teores dos vários elementos, evidenciando o maior arrastamento destes nas primeiras precipitações capazes de gerar escorrência superficial, daí a proximidade de B1 e B2 no gráfico da direita da Figura 6. Porém, quando se considera apenas as bases de troca, os resultados obtidos na água da primeira colheita a jusante da área ardida (B1) são claramente distintos de todos os restantes pontos de amostragem (gráfico da esquerda da Figura 6), demonstrando claramente a importância das primeiras chuvas, facto já referido anteriormente.

Tabela 2 - Relação ente o somatório da precipitação média diária das 48h antecedentes a cada colheita, com o teor médio dos nutrientes das águas colhidas nos dois pontos de amostragem dos quatro momentos em avaliação.

	Σ da Prec. média diária das 48h antecedentes (ml)	Teor médio dos nutrientes nos pontos A e B					
		Na	K	Mg	Ca	P	N
		---------- mg l^{-1} ----------					
1ª Colheita	13.85	54.90	20.95	35.42	110.95	0.18	0.84
2ª Colheita	23.53	47.79	8.78	28.34	99.05	0.16	0.63
3ª Colheita	15.20	32.08	5.22	18.04	69.40	0.10	0.28
4ª Colheita	6.79	21.57	4.06	11.73	46.61	0.10	0.42
R^2 (Σ precip./méd. nutr.)		0.41	0.02	0.32	0.45	0.29	0.07
Correlação (Σ precip./méd. nutr.)		0.64	0.15	0.57	0.67	0.54	0.27

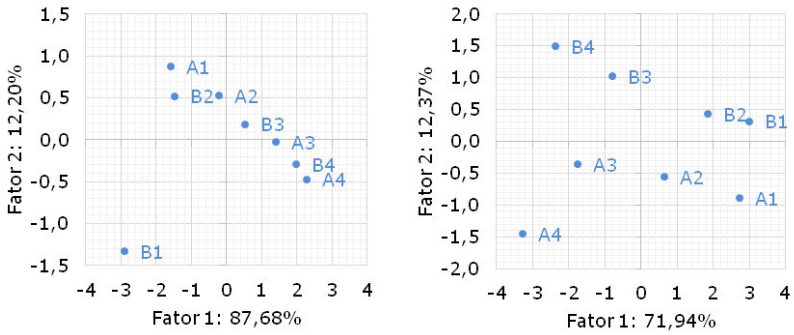


Figura 6 - O gráfico da esquerda representa a relação entre o fator 1 e 2 obtidos a partir das bases de troca das águas colhidas nos diferentes pontos de amostragem. O gráfico da direita representa a mesma relação entre fatores, mas integra as bases de troca, P, N e pH.

Os valores de razão Ca/K são os mais elevados das seis combinações apresentadas na Figura 7, sobressaindo o local A com os valores mais elevados, com exceção das águas da última colheita, em que esta razão foi superior no local B. Os valores desta razão, variando entre cerca de 10 e 15, estão próximos dos que se encontram naturalmente ao nível de certos solos, embora neste caso, em que os mesmos são derivados de materiais calcários, fosse expectável encontrar razões Ca/K mais elevadas. Este facto vem corroborar a noção de que o fogo florestal terá vindo acentuar a perda dos restantes catiões (Mg, K e Na), mais do que de cálcio. Destaque para a colheita B1 com reduzidos valores de razão Ca/K, comparativamente aos resultados obtidos nas águas do local A (montante da área ardida). Este caso deve-se a uma ligeira redução do teor de Ca na água aqui colhida no primeiro momento (menos 13.5 mg l^{-1}) e um aumento de 23.1 mg l^{-1} de K, face à concentração obtida na água a montante da área ardida. A partir da segunda colheita os valores de razão Ca/K aumentaram sempre ao longo do tempo no local B, devendo-se à redução mais acentuada da concentração de K nas águas aqui colhidas, relativamente ao Ca (Figura 4).

Das restantes razões entre nutrientes calculadas (Figura 7), sobressai ainda Mg/K pelo aumento nas águas das últimas colheitas a jusante da área ardida. Neste caso a diferença entre A1/B1 e A2/B2 reduziu, devendo-se ao maior aumento em B2 comparativamente a B1.

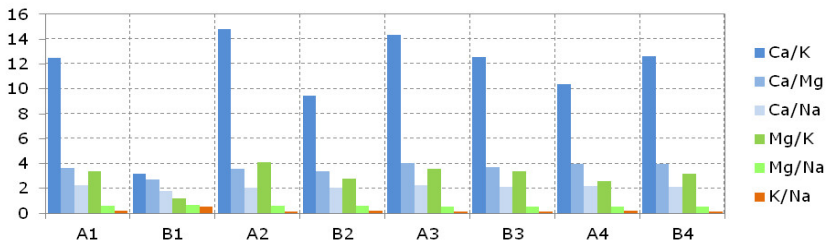


Figura 7 - Razão entre os teores dos nutrientes das diversas águas analisadas nos quatro momentos considerados (A e B correspondem aos locais de colheita de amostras de água a montante e jusante da área ardida, respetivamente).

Estes resultados evidenciam um certo equilíbrio na disponibilidade dos nutrientes nas áreas ardidas e a importância das primeiras escorrências superficiais no arrastamento dos nutrientes para os cursos de água. Contudo, na área de estudo podem ocorrer outros processos que influenciam o arrastamento de nutrientes até aos cursos de água, daí haver irregularidades no teor de nutrientes das águas analisadas.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os incêndios florestais têm efeitos nas propriedades físico-químicas da água, nomeadamente quando há arrastamento de elementos químicos resultantes da queima do material florestal das áreas ardidas até aos cursos de água. Este facto comprovou-se nesta investigação ao verificar-se o aumento do teor de nutrientes nas águas da Ribeira de São Domingos após ter passado pela área ardida do Planalto de Cezaredas, onde a escorrência superficial teve um papel fundamental no arrastamento dos elementos químicos desta área até ao curso de água em avaliação. Destaque para as primeiras chuvas capazes de gerar escorrência superficial no arrastamento de maiores quantidades dos elementos disponíveis na superfície dos solos ardidos e consequente *input* nos cursos de água, processo que vai diminuindo com o passar do tempo devido à menor disponibilidade dos mesmos pela constante "lavagem" das vertentes afetadas pelo incêndio.

Dos elementos analisados verificou-se no geral aumento do teor a jusante da área ardida. Destes sobressai o Ca com as maiores concentrações, facto explicado pela maior disponibilidade natural deste elemento na área de estudo. Contudo, os teores observados são reduzidos, explicando-se este facto pela reduzida área ardida no setor da bacia de drenagem avaliada. Os teores observados nas águas não constituem perigo para o ser humano caso estas sejam consumidas.

BIBLIOGRAFIA

Alexander, S.J., Grace, M. & Mckelvie, I. (2004) - *Effect of bushfires on receiving waters, eastern Victoria*. First Interim Report to the Department of Sustainability and Environment (May 2004), Water Studies Centre, School of Chemistry, Monash University, Australia. (disponível em http://zip.net/bjhps5.

Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. (1982) - Nitrogen - total. In PAGE, A.L.; Miller, R.H. & Keeney, D.R. (Eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, *Agronomy Monograph nº. 9 (2nd. Edition). American Society of Agronomy, Soil Science Society* of America, Madison, Wisconsin, 595-624.

Carta dos Solos. Escala 1:1.000.000. Atlas do ambiente (reprodução da Carta dos Solos apresentada à FAO. SROA – 1971). Agência Portuguesa do Ambiente. (disponível em http://sniamb.apambiente.pt/webatlas/.

Carta Geológica de Portugal (1962). Escala de 1:50.000. Folhas 26-C (Peniche) e 26-D (Caldas da Rainha). Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

Eriksson, H., Edberg, F. & Borg, H. (2003) - Effects of forest fire and fire-fighting operations on water chemistry in Tyresta National Park, Stockholm, Sweden. *Journal de Physique Iv*, 107, 427-430.

Ferreira, A.D., Alegre, A.P., Carvalho, T., Silva, J.S., Pinheiro, A.Q. & Coelho, C. (2010a) – Estratégias e técnicas de conservação do solo e da água após os incêndios. In: Moreira, F.; Catry, F.X.; Silva, J.S. & Rego, F., *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas*, 229-252, Lisboa.

Ferreira, A.D., Coelho, C., Silva, J.S. & Esteves, T. (2010b) – Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In: Moreira, F.; Catry, F.X.; Silva, J.S. & Rego, F., *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas*, 21-48, Lisboa.

Fowler, C.T. (2003) - Human Health Impacts of Forest Fires in the Southern United States: A Literature Review. *Journal of Ecological Anthropology*, 7, 39-63.

Gottfried, G.J. & Debano, L.F. (1990) - Streamflow and water quality responses to preharvest prescribed burning in an undisturbed ponderosa pine watershed. In KRAMMES, J.S., tech. coord. *Effects of fire management of southwestern natural resources*; 1988; Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 222–228. (disponível em http://www.fs.fed.us/rm/pubs_rm/rm_gtr191/rm_gtr191_222_228.pdf.

IARC (2010) - IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Vol. 92. (disponível em http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf.

Kim, E.J., Oh, J.E. & Chang, Y.S. (2003) - Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *Science of the Total Environment*, 311 (1–3), 177-189.

Landsburg, J.D. & Tiedemann, A.R. (2000) - Fire management. In Drinking water from forests and grasslands: A synthesis of the scientific literature. 124-138, General Technical Report SRS-39. Asheville. NC: USDA Forest Service, Southern Research Station. Edited by Dissmeyer, G.E.

Laumann, S., Micić, V., Kruge, M.A., Achten, C., Sachsenhofer, R.F., Schwarzbauer, J. & Hofmann T. (2011) - Variations in concentrations and compositions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coals related to the coal rank and origin. *Environmental Pollution*, 159 (10), 2690-2697.

Lucas, M.D. & Sequeira, E.M. (1976) - Determinação do Cu, Mn, Fe, Ca, Mg, K e Na por espectrofotometria de absorção atómica e fotometria de chama. *Pedologia*, 11, 163-169.

Meneses, B.M (2013) - *Influência de um fogo florestal na qualidade da água da Ribeira de São Domingos localizada na Região Oeste de Portugal*. 103p., Dissertação de Mestrado, Universidade de Lisboa (ISA), Lisboa, Portugal.

Moody, J.A. & Martin, D.A. (2001) - Post-fire, rainfall intensity–peak discharge relations for three mountainous watersheds in the western USA. *Hydrological Processes*, 15, 2981-2993.

Mumtaz, M. & George, J. (1995) - Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia. (disponível em http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp69.pdf.

Olivella, M.A., Ribalta, T.G., Febrer, A.R., Mollet, J.M. & Heras, F.X. (2006) - Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires. *Science of the Total Environment*, 355, 156-166.

Pio, C.A., Silva, T.P. & Pereira, J.M. (2006) – Emissões e impactes na atmosfera. In: Pereira, J.S.; Pereira, J.M.; Rego, F.C.; Silva, J.M. & Silva T.P., *Incêndios Florestais em Portugal*, 165-198, Lisboa.

Póvoas, I. & Barral, M.F. (1992) – *Métodos de análise de solos*. Série de ciências agrárias, Instituto de Investigação Cientifica Tropical, MPAT, Lisboa.

Ramos, C. (2005) - *Programa de Hidrogeografia*. Linha de Investigação em Dinâmica Litoral e Fluvial. DILIF – 3. Centro de Estudos Geográficos, Universidade de Lisboa. Lisboa.

Shakesby, R.A. & Doerr, S.H. (2006) - Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74 (3–4), 269-307.

Shakesby, R.A., Boakes, D.J., Coelho, C.O., Gonçalves, A.J. & Walsh, R.P. (1996) - Limiting the soil degradational impacts of wildfire in pine and eucalyptus forests in Portugal: A comparison of alternative post-fire management practices. *Applied Geography*, 16 (4), 337-355.

Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N., Nyman, P. & Haydon, S. (2011) - Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 396, 170-192.

Vergnoux, A., DI Rocco, R., Domeizel, M., Guiliano, M., Doumenq, P. & Théraulaz, F. (2011a) - Effects of forest fires on water extractable organic matter and humic substances from Mediterranean soils: UV–vis and fluorescence spectroscopy approaches. *Geoderma*, 160, 434-443.

Vergnoux, A., Malleret, L., Asia, L., Doumenq, P. & Theraulaz, F. (2011) - Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environmental Research*, 111 (2), 193-198.

Vila-Escale, M., Vegas-Vilarrubia, T. & Prat, N. (2007) - Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Resources*, 41, 2171-2179.

CONCEITOS DE ÁGUA VIRTUAL E PEGADA HÍDRICA: ESTUDO DE CASO DA SOJA E ÓLEO DE SOJA NO BRASIL

CONCEPTS OF VIRTUAL WATER AND WATER FOOTPRINT: CASE STUDY OF SOYBEANS AND SOYBEAN OIL IN BRAZIL

Tobias Bleninger
Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Curitiba (PR) /// bleninger@ufpr.br

Luziadne Katiucia Kotsuka
Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Curitiba (PR) /// luziadne@gmail.com

RESUMO: Visando analisar a aplicabilidade dos conceitos Água Virtual e Pegada Hídrica, o presente trabalho utilizou os principais conceitos, métodos e ferramentas para mensuração da Pegada Hídrica, bem como fluxo de Água Virtual. Para tanto, foram analisados aspectos qualitativos e quantitativos destas ferramentas, a partir de um estudo de caso, conduzido a fim de estimar as Pegadas Hídricas de um produto agrícola (soja) e um produto industrializado (óleo de soja) com a aplicação da metodologia Water Footprint Network. Os resultados indicaram que, em média, a Pegada Hídrica da soja cultivada na região de Maringá, no estado do Paraná - Brasil, é de 2 210 m³/t e a Pegada Hídrica do óleo de soja produzido no município Araucária, também localizado no estado do Paraná, é de 6 201 m³/t. A quantificação do fluxo de Água Virtual devido a importações e exportações de soja e óleo de soja pelo Brasil resultou no valor de 80 bilhões de metros cúbicos de Água Virtual transportada por ano. A ferramenta Pegada Hídrica é de fácil utilização, entendimento e mostrou-se eficiente para determinação de consumo de água.

Palavras-chave: pegada hídrica, água virtual, soja, óleo de soja

ABSTRACT: To apply those concepts for water resource management, the main concepts, methods and tools used for determining the Water Footprint and the Virtual Water flow. Qualitative and quantitative aspects were analyzed in a case study, to estimate the Water Footprint of an agricultural product (soybeans) and a manufactured product (soybean oil) using the Water Footprint Network methodology. The results indicated that, on average, the Water Footprint of the soybeans cultivated in the region of Maringá, state of Paraná, is 2210 m³/t and the soybean oil Water Footprint produced in Araucaria, also located in the state of Paraná is 6201 m³/t. Quantification of Virtual Water flow due to imports and exports of soybeans and soybean oil in Brazil resulted in the amount of 80 billion cubic meters of virtual water transported per year. The Water Footprint tool is easy to use, understanding, and proved efficient for determining water consumption.

Keywords: water footprint, virtual water, soybeans, soybean oil

1. INTRODUÇÃO

Há décadas discute-se sobre quais as formas de gestão dos recursos hídricos passíveis de evitar ou minimizar problemas de desabastecimento da água no mundo.

Neste sentido, Hoekstra e Hung (2002) e Allan (2011) demonstraram que através da quantificação da água incorporada nos produtos, pode ser compreendido o caráter global da água doce, e quantificados os efeitos do consumo e do comércio no uso dos recursos hídricos. Esta compreensão poderá servir como base para melhorar e tornar mais adequada a gestão dos recursos de água doce existentes no planeta.

Dentro deste contexto, as metodologias da Pegada Hídrica e Água Virtual podem ter grande utilidade, pois possibilitam avaliar e comparar o consumo de água de diversos produtos. Assim como, determinar o fluxo da água embutida nos produtos entre países ou regiões.

Segundo Giacomin e Ohnuma (2012) esta ferramenta tem como premissa mensurar a quantidade de água envolvida na produção de um determinado produto, considerando características especificas ambientais de cada região produtora, de maneira a avaliar todos os impactos e usos envolvidos em todo o processo, desde a matéria-prima até o produto final.

A Pegada Hídrica pode ser calculada para uma cultura específica, para um processo de produção de produto e para um produto final resultante do processo de fabricação.

Para uma cultura específica são necessárias informações sobre o cultivo da cultura em questão na região de interesse. Já a Pegada Hídrica de um processo é a base do cálculo da Pegada Hídrica para um produto. E a Pegada Hídrica de um produto é a agregação da quantidade de água consumida diretamente (operações) ou indiretamente (cadeia de suprimentos) para produção de um determinado bem (Hoekstra *et al.*, 2009).

Esta ferramenta se difere das ferramentas tradicionais de mensuração de água incorporada nos produtos, por considerar componentes que, normalmente, não são contabilizados na abordagem tradicional de consumo de água. De maneira que, a partir da utilização desta ferramenta, podem ser avaliados os usos e consequências do uso da água de forma mais abrangente.

A metodologia de Pegada Hídrica fornece um indicador do consumo da água, que inclui usos diretos e indiretos, utilização de água superficial ou subterrânea, utilização da água da chuva e poluição gerada. Mas, apesar de ser uma metodologia abrangente, e muito aceita no meio científico e empresarial, no Brasil ainda são poucos os estudos realizados nesta área.

Neste cenário, a aplicação destes conceitos em produtos e regiões brasileiras é importante. Principalmente, no que se refere a grandes volumes de exportação, como por exemplo o complexo soja (grão, farelo e óleo) que representa significativa parcela das exportações brasileiras e do estado do Paraná.

2. FERRAMENTAS PARA QUANTIFICAÇÃO DA ÁGUA INCORPORADA NOS PRODUTOS

2.1. Água Virtual

O conceito de Água Virtual foi introduzido por John Anthony Allan em 1998, sendo definida como água incorporada em *commodities*. Ou seja, a água envolvida no processo produtivo de qualquer bem industrial ou agrícola.

Em sua essência, esta concepção diz respeito ao comércio indireto da água que está embutida em certos produtos e consiste em compreender que o consumo de água por seres humanos não é limitado pelo uso direto da água em atividades cotidianas, mas também, pela água existente no conteúdo dos produtos consumidos, além da água utilizada para a sua produção, fabricação e transporte, que deve ser contabilizada e avaliada (Hoekstra e Chapagain, 2007; Carmo *et al.*, 2007).

2.2. Pegada Hídrica

Pegada Hídrica é uma ferramenta desenvolvida para o cálculo da água necessária para produção de *commodities*, que representa o volume anual total de água utilizada para produzir os bens e serviços relacionados ao consumo. Este conceito foi introduzido por Hoekstra e Hung (2002), como um indicador para mapear o impacto do consumo humano em recursos globais de água doce.

Usualmente expressa em termos de volume por ano, a Pegada Hídrica inclui as formas de uso, consumo e poluição de água doce que contribuem para a produção de bens e serviços consumidos por habitantes de certa região geográfica (Hoekstra e Chapagain, 2007).

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em setembro de 2014, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em março de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 15-24, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-2

Em se tratando da Pegada Hídrica como indicador de consumo de água, de acordo com Hoekstra *et al.* (2009), o conceito de Pegada Hídrica se difere da consideração usual de consumo de água, por considerar tanto o consumo direto, quanto indireto. Bem como, neste indicador não é considerado o consumo de água, se esta água for restituída ao meio do qual foi retirada. Ainda, outro diferencial deste indicador ao conceito clássico de retirada da água, se refere à consideração da água proveniente da chuva, umidade do solo e a água que se tornou poluída durante o processo que está sendo analisado.

A Pegada Hídrica divide-se em três componentes: Pegada Hídrica Verde, Azul e Cinza. A Pegada Hídrica Verde representa água proveniente da chuva ou umidade do solo. Este componente é especialmente significativo em produtos agrícolas, pois representa o total de água evaporada dos campos durante o período de crescimento das culturas, incluindo a transpiração pelas plantas e outras formas de evaporação (Wichelns, 2010; Hoekstra *et al.*, 2009).

Já a Pegada Hídrica Azul é constituída pelas águas da superfície ou subterrâneas. Na produção industrial e abastecimento doméstico de água, a parcela Azul é o volume de água extraído das fontes de água doce. Na agricultura a Pegada Hídrica Azul também inclui a evaporação da água de irrigação dos campos (Wichelns, 2010; Hoekstra *et al.*, 2009).

Por fim, a Pegada Hídrica Cinza é aquela que se tornou poluída durante o processo produtivo, sendo definida como a quantidade de água necessária para diluir a carga de poluentes a níveis aceitáveis, estabelecidos nos padrões de qualidade e potabilidade existentes. Ainda que a Água Cinza não represente necessariamente entrada de água no sistema, compõe a Pegada Hídrica por representar o volume de água que seria necessário para a neutralização total da carga ambiental enviada aos corpos hídricos (Hoekstra *et al.*, 2009).

Na Figura 1, destacado em vermelho, são observados os componentes contabilizadas no cálculo do consumo da água na conceituação convencional. Cabe destacar que os usos diretos se referem ao uso da água em atividades cotidianas e os usos indiretos se referem à água utilizada na produção de bens de consumo, consumida a partir de produtos (que possuam água embutida) e a Pegada Hídrica dos produtos de entrada na produção de commodities. Ficando evidente a amplitude do conceito de Pegada Hídrica em comparação com as estatísticas tradicionais de uso de água, que normalmente contabilizam apenas a quantidade de água retirada de água de superfície ou subterrâneas, sem a consideração da água da chuva ou aquela que se tornou poluída durante o processo que está sendo analisado.

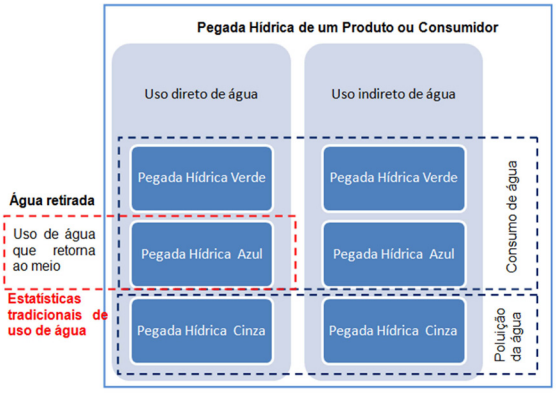


Figura 1 – Representação gráfica da composição da Pegada Hídrica.
Fonte: Adaptado de Hoekstra *et al.* (2009).

Devido à abrangência deste método, a Pegada Hídrica como instrumento de gestão dos recursos hídricos torna-se uma ferramenta interessante. A critério de comparação, na ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida não há uma abordagem padrão para o uso da água nesta metodologia, de maneira que, estes impactos recebem atenções limitadas nestas aplicações e são considerados de forma simplificada (UNEP, 2009).

As limitações da ferramenta, de modo geral estão relacionadas com a dificuldade de encontrar todos os dados necessários para os cálculos de Pegada Hídrica, nem sempre disponibilizados para o público e com fácil acesso. Em adição, Hoekstra *et al.* (2011) expõe como limitação, a ferramenta ter como foco analisar o uso de água doce, não abordando outros temas de alterações climáticas, limitada disponibilidade de terra, a degradação do solo, aspectos sociais ou econômicos.

3. METODOLOGIA E RESULTADOS

Para verificar a utilização do instrumento da Pegada Hídrica com foco na disponibilidade de dados no Brasil e características específicas, foi realizada a quantificação da Pegada Hídrica da cultura de soja na região de Maringá, localizada no Estado do Paraná, e do óleo de soja, para uma indústria localizada em Araucária, Região Metropolitana de Curitiba.

Optou-se pela cultura da soja, devido à forte e

crescente presença da produção desta cultura no Brasil. Em seguida a partir de contato com a indústria de óleo de soja (Imcopa - Importação, Exportação e Indústria de Óleos S.A) foram definidos os dados para realização dos cálculos do estudo de caso da Pegada Hídrica do óleo de soja.
A metodologia de Pegada Hídrica, proposta por Hoekstra *et al.* (2011) foi adotada neste estudo, pois apesar de apresentar algumas limitações, é uma metodologia eficaz por contemplar a utilização de água da chuva e a poluição gerada nos corpos hídricos na quantificação, além de ter potencial para utilização na sensibilização do público.

3.1. Cálculo de Pegada Hídrica para produtos agrícolas

A Pegada Hídrica total de um processo de crescimento de cultura (PH_{total}) foi calculada conforme equação (1).

$$PH_{total} = PH_{verde} + PH_{azul} + PH_{cinza} \quad (1)$$

Onde:

PH_{total} = Pegada Hídrica total de um processo de crescimento de cultura (m³/t);
PH_{Verde} = Pegada Hídrica Verde (m³/t);
PH_{Azul} = Pegada Hídrica Azul (m³/t);
PH_{Cinza} = Pegada Hídrica Cinza (m³/t).

A Pegada Hídrica Total calculada para a cultura de soja cultivada na Região de Maringá é de 2 210 m³/t. Sendo que, os valores calculados de Pegadas Hídricas Verde e Cinza correspondem respetivamente a 81% e 19% da Pegada Hídrica Total.
Comparando o resultado encontrado com valores de Pegada Hídrica da cultura da soja observados na literatura, temos os valores de 2 785 m³/t por Ercin *et al.* (2011), 2 572.20 m³/t por Arena *et al.* (2011) e 1 958 m³/t por Hoekstra e Chapagain (2007). Portanto, nota-se que o valor resultante deste estudo é condizente com a literatura consultada.

3.1.1. Pegada Hídrica Verde de produtos agrícolas

O valor do componente PH_{Verde} (Pegada Hídrica Verde) foi calculado a partir da equação (2).

$$\mathrm{PH_{Verde}} = \frac{\mathrm{C_{Verde}}}{\mathrm{P}} \quad (2)$$

Onde:

PH_{Verde} = Pegada Hídrica Verde (m³/t);
$c_{Verde,}$ = Consumo de água Verde (m³/ha);
P = Produtividade (t/ha).

O consumo de Água Verde representa o total de água da chuva evaporado pela cultura durante o período de crescimento, conforme equação (3).

$$c_{verde} = \sum_{d=1}^{dpc} EVT_{verde} \quad (3)$$

Onde:

$c_{Verde,}$ = Consumo de Água Verde (m³/ha);
EVT_{Verde} = Evapotranspiração diária de Água Verde (mm/dia);
dpc = Duração do período de crescimento (dias).

Para estimar a evapotranspiração da cultura da soja na região de Maringá foi utilizado o modelo CROPWAT (FAO, 2010). Neste modelo para os dados de entrada referentes a clima e precipitação foram utilizados valores médios mensais de temperatura máxima e mínima, umidade relativa do ar, velocidade do vento e precipitação, oriundos da Estação Meteorológica de Maringá no período de Outubro de 1998 a janeiro de 2013, obtidos junto ao Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR). Para entrada de dados de insolação foram utilizados dados médios mensais do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR, 2013), da estação meteorológica de Londrina, devido à proximidade com o município de estudo e inexistência de estação com dados de insolação no município de Maringá.
A fim de se determinar a Pegada Hídrica da soja produzida, o sistema de cultivo da soja considerado foi o plantio direto, sem utilização da irrigação, o plantio ocorrendo com aproveitamento dos restos do cultivo de milho, trigo e aveia como cobertura verde. Sendo os coeficientes de cultivo (para os estágios de desenvolvimento da soja) adotados como 1.15 e 0.5 para coeficientes de cultura na fase média e final, respetivamente (ANA, 2009). Foi identificado na Região de Maringá a predominância de Latossolo Vermelho, determinando valores característicos na entrada de dados de solos.
A produtividade adotada para o cálculo da Pegada Hídrica Verde foi de 2 460 kg/ha, média de produtividade de soja no Paraná (Fendrich, 2003).
Como resultado da entrada dos dados no modelo CROPWAT, foram obtidos os valores de 4.89 mm/dia para média de evapotranspiração de referência, e 441 mm para evapotranspiração da cultura, considerando o ciclo da soja de 120 dias.

Assim, a partir do valor de evapotranspiração da cultura foi determinado o valor de 1 793 m³/t para Pegada Hídrica Verde da soja cultivada na região de Maringá.

3.1.2. Pegada Hídrica Azul de produtos agrícolas

O valor do componente PH_{Azul} (Pegada Hídrica Azul) pode ser calculado a partir da equação (4).

$$PH_{azul} = \frac{C_{azul}}{P} \quad (4)$$

Onde:

PH_{Azul} = Pegada Hídrica Azul (m³/t);
c_{Azul} = Consumo de Água Azul (m³/ha).

O consumo de Água Azul representa o total de água de irrigação evaporada pela cultura durante o período de crescimento da cultura, conforme equação (5).

$$C_{azul} = 10\ x\ \sum_{d=1}^{dpc} EVT_{azul} \quad (5)$$

Onde:

$C_{Azul,}$ = Consumo de Água Azul (m³/ha);
EVT_{Azul} = Evapotranspiração diária de Água Azul (mm/dia).

Como na região de Maringá o cultivo da soja não é realizado com irrigação da cultura, a componente PHAzul foi considerada como sendo igual à zero.

3.1.3. Pegada Hídrica Cinza de produtos agrícolas

O valor do componente PH_{Cinza} (Pegada Hídrica Cinza) está relacionado à poluição, sendo calculado o volume de água necessário para diluir a carga de poluentes no corpo hídrico receptor, conforme equação (6):

$$PH_{cinza} = \frac{(\alpha\ x\ TQ)/(c_{max} - c_{nat})}{P} \quad (6)$$

Onde:

PH_{Cinza} = Pegada Hídrica Cinza (m³/t);
α = Fração de lixiviação;
TQ = Taxa de aplicação de químicos por hectare (kg/ha);
$cmax$ = Concentração máxima admissível do poluente no meio aquático (kg/m³);
$cnat$,= Concentração natural do poluente considerado no meio aquático (kg/m³).

Para cálculo da Pegada Hídrica Cinza da soja o nitrogênio foi considerado como poluente crítico neste estudo, seguindo recomendação de Hoekstra *et al.* (2009). Além disso, o valor assumido para a fração de lixiviação foi de 0.10 com base na recomendação de Chapagain *et al.* (2006) e o valor de taxa de aplicação adotado foi de 50 kg N/ha, seguindo dados da EMBRAPA SOJA (2000).
No que se refere à concentração máxima de nitrogênio, foi assumido o valor de 10 mg/L, conforme limite máximo permitido para rios de Classe II pela Resolução 357 do CONAMA. E, levando-se em conta a recomendação de Hoekstra *et al.* (2009), assumiu-se o valor de concentração natural de nitrogênio no corpo hídrico igual a zero.
A Pegada Hídrica Cinza da soja determinada para região de Maringá foi de 417 m³/t.

3.2. Cálculo de Pegada Hídrica de etapas de processos

A contabilização da Pegada Hídrica para etapas de processo também segue a metodologia apresentada por Hoekstra *et al.* (2011). Na qual, a Pegada Hídrica total de um processo ($PH_{total,\ proc}$) é o somatório dos componentes Verde, Azul e Cinza.
Assim, a Pegada Hídrica total do processo de fabricação do óleo refinado foi calculada através da soma dos valores de Pegadas Hídricas Verde, Cinza e Azul para o processo de industrialização da soja.

3.2.1. Pegada Hídrica Azul de etapas de processos

A componente $PH_{Azul,\ proc}$ (Pegada Hídrica Azul do processo) foi calculada conforme a equação (7).

$$PH_{azul} = \text{EVAazul} + \text{Iazul} + \text{Perdas} \quad (7)$$

Onde:

$PH_{Azul,\ proc}$ = Pegada Hídrica Azul do processo(m³/t);
EVA_{Azul} = Pegada Hídrica Azul evaporada (m³/t);
I_{Azul} = Pegada Hídrica Azul incorporada (m³/t);
$Perdas$ = Perdas no fluxo de retorno (m³/t).

Através de informações fornecidas pela indústria sobre adição de vapor em diversas etapas da produção de óleo refinado, foi determinada a quantidade total de

água superficial utilizada no processo de fabricação do óleo de soja de 2.16 m³ por tonelada de óleo de soja refinado produzido. Assim, para o processo de produção do óleo de soja, o valor de Pegada Hídrica Azul do processo corresponde a 2.16 m³/t.

3.2.2. Pegada Hídrica Verde de etapas de processos

O componente $PH_{Verde,\ proc}$ (Pegada Hídrica Verde do processo) foi calculado através da equação (8).

$$PH_{verde} = EVAP_{AVE} + INCORP_{AVE} \quad (8)$$

Onde:

$PH_{verde,\ proc}$ = Pegada Hídrica Verde do processo (m³/t);
$EVAP_{AVE}$ = Evaporação da Água Verde (m³/t);
$INCORP_{AVE}$ = Água Verde incorporada (m³/t).

Através de informações de umidade dos produtos em cada processo, foi calculada a evaporação total. Nos cálculos foi utilizada a umidade do produto de entrada (soja) de 11.60% reduzindo-se da umidade do produto final (óleo de soja) de 0.02%. Foi considerado, também, que a quantidade de soja recebida é de 3 200 toneladas por dia e que são produzidas 400 toneladas de óleo refinado por dia. Desta forma, o valor total evaporado foi de 29.12 toneladas de água por dia, resultando na Pegada Hídrica Verde do processo de 0.073 m³/t.

3.2.3. Pegada Hídrica Cinza de etapas de processos

A componente $PH_{Cinza,\ proc}$ (Pegada Hídrica Cinza do processo) foi calculada conforme equação (9).

$$PH_{cinza} = \frac{L}{C_{max} - c_{nat}} \quad (9)$$

Onde:

$PH_{Cinza,\ proc}$ = Pegada Hídrica Cinza do processo (m³/t);
L = Carga do poluente; (kg/min).

A Pegada Hídrica Cinza é calculada para o poluente mais crítico, ou seja, o poluente que produz os maiores volumes de água poluída. Para o cálculo da Pegada Hídrica Cinza, o parâmetro considerado como mais crítico no efluente de indústrias de óleo vegetais foi a DBO (Muller, 2012 e Olivatto, 2009). Sendo assumido o valor de 5 mg/L, conforme limite máximo permitido para rios de Classe II pela Resolução 357 do CONAMA.

Além disso, levando-se em conta a recomendação de Von Sperling *et al.* (2005), o valor de concentração natural de DBO no corpo hídrico foi considerado igual a 1 mg/L.
Em adição, foi adotada uma vazão de 3 m³/h, valor de vazão para efluentes de indústrias de óleos vegetais sugeridos por Olivatto (2009) e Checchet (2007), e concentração da DBO no efluente de 19 mg/L, conforme Olivatto (2009). Resultando no valor de 0.0013 m³/t para Pegada Hídrica Verde do processo.

3.3. Cálculos da Pegada Hídrica de produtos

Na quantificação da Pegada Hídrica do processo de fabricação do óleo de soja, foi utilizado o fluxograma apresentado na Figura 2, que representa os produtos de entrada, intermediários e de saída da indústria de óleo de soja e as umidades consideradas para cada produto envolvido no processo.
A primeira etapa do processo para produção do óleo de soja é o recebimento dos grãos, a soja recebida passa por processos de pré-limpeza, secagem e armazenamento. Em seguida, os grãos de soja passam pelo processamento, no qual são quebrados, descascados, peneirados, aspirados, laminados e expandidos. Na sequência, ocorre o processo de extração, através do uso de solvente orgânico, que resulta em farelo e óleo. Então o óleo passa pela degomagem, que resulta em goma e óleo degomado. O óleo degomado é refinado, através de etapas de neutralização (aplicação de hidróxido de sódio), clarificação (filtração em terra clarificante) e desodorização (destilação sob vácuo). Resultando, assim, no óleo refinado.

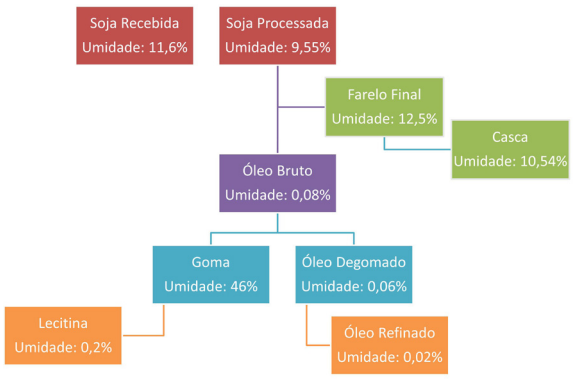


Figura 2 - Fluxograma que representa os produtos de entrada, intermediários e de saída na indústria.

Na Figura 3 estão representados os produtos de entrada e saída da indústria, considerados no cálculo da Pegada Hídrica do óleo de soja.

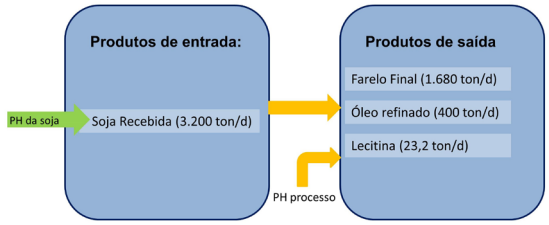


Figura 3 - Produtos de entrada e saída da produção de óleo de soja na indústria.

Para a determinação da Pegada Hídrica do óleo de soja foi utilizada abordagem acumulativa, calculada a partir da equação (10).

$$PH_{produto}[p] = \left(PH_{processo}[p] + \sum_{i=1}^{y} \frac{PH_{prod}[i]}{f_p[p,i]}\right) x\ f_y[p] \quad (10)$$

Onde:

$PH_{produto}$ $[p]$ = Pegada Hídrica do produto final "p" (m³/t);
PH_{prod} $[i]$ = Pegada Hídrica do insumo "i" (m³/t);
PH_{proc} $[p]$ = Pegada Hídrica do processo que transforma matérias-primas "y" no produto final "z" (m³/t);
$f_p[p,i]$ = Fração do produto (t/t);
$f_y[p]$ = Fração de valor (R$/R$).

Os parâmetros $fp[p,i]$ e $fy[p,i]$ foram considerados para que o cálculo da Pegada Hídrica possa ser específico para o produto final óleo de soja refinado, levando em conta que há mais dois produtos de saída no processo (lecitina e farelo de soja).
O parâmetro $fp[p,i]$, referente à comparação entre as massas dos produtos finais produzidos com a massa do produto de entrada foi determinado através da equação (11). Considerando que são produzidas 400 toneladas por dia de óleo de soja refinado, a partir da entrada de 3 200 toneladas diárias de soja.

$$f_p[p,i] = \frac{m[p]}{m[i]} \quad (11)$$

Onde:

$m[p]$ = Massa do produto final produzido (t);
$m[i]$ = Massa de matéria-prima utilizada (t).

O parâmetro $fy[p,i]$, definido como a razão entre o valor de mercado deste produto e o valor de mercado total de todas as saídas de produtos, foi determinado através da equação (12). Segundo a Associação Brasileira de Óleos Vegetais (ABIOVE, 2013) os valores de mercado da tonelada dos produtos óleo de soja refinado, lecitina e farelo de soja são U$1085.19, U$1910.51 e U$490.77, respetivamente.

$$f_y[p] = \frac{preço[p]\ x\ m\ [p]}{\sum_{p=1}^{z}(preço[p,s] x\ m[p,s])} \quad (12)$$

Onde:

$preço[p]$ = Preço do produto final produzido (R$/massa);
$m[p,s]$ = Massa dos produtos de saída do processo (t);
$preço$ $[p,s]$ = P preço do produto de saída do processo (R$/t).

O parâmetro $f_p[p,i]$ resultou no valor de 0.125, o parâmetro $f_y[p,i]$ no valor de 0.333 e a Pegada Hídrica do óleo de soja resultou em 5 886 m³/t.

3.3.1. Pegada Hídrica Total do óleo de soja, considerando importações de soja

Para o cálculo da Pegada Hídrica do óleo de soja, a soja transportada de outros estados para o Paraná foi considerada como importação. Para consideração da soja importada de outros estados, foi adotada a proporção de 60% de soja oriunda do Mato Grosso, 35% do Paraná e 5% de São Paulo, conforme informações fornecidas indústria.
Devido à ausência de dados de Pegada Hídrica para transporte rodoviário no Brasil, foi utilizado o resultado encontrado por Gerbens-Leenes e Hoekstra (2010) para transporte rodoviário nos Estados Unidos da América, equivalente a 261 litros por tonelada de material transportado por quilômetro. Os valores das Pegadas Hídricas do transporte da soja estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Pegada Hídrica Total do transporte rodoviário da soja para Araucária - Paraná.

Local de Origem	Distância Média (Km)	Pegada Hídrica m³/(t.km)	Pegada Hídrica Total do Transporte da Soja (m³/t)
Mato Grosso	1723	0.261	449.7
São Paulo	497		129.7
Maringá (PR)	422		110.1

Para este estudo foi adotada a Pegada Hídrica da soja cultivada na região de Maringá, como sendo a mesma da soja cultivada nos estados de Mato Grosso e São Paulo. Resultando no valor de Pegada Hídrica do óleo de soja de 6 201 m³/t.

3.4. Cálculos de fluxos de Água Virtual

A partir da determinação de valores de Pegada Hídrica pode ser realizado o cálculo dos fluxos de Água Virtual importada e exportada entre regiões. Os fluxos de Água Virtual foram calculados através da metodologia recomendada por Hoekstra e Hung (2003), conforme equações (13), (14) e (15):

$$AV_E = E \times PH_i \quad (13)$$

Onde:

AV_E = Água Virtual exportada (m³);
E = Quantidade exportada do produto (t);
PH_i = Pegada Hídrica de um determinado produto (m³/t).

$$AV_I = I \times PH_i \quad (14)$$

Onde:

AV_I = Água Virtual importada (m³);
I = Quantidade importada do produto (t);
PH_i = Pegada Hídrica de um determinado produto (m³/t).

Para obter o fluxo de Água Virtual, deve-se subtrair os valores de Água Virtual exportada (AV_E) dos valores de Água Virtual importada (AV_I), conforme equação (15):

$$FLUXO_{AV} = AV_E - AV_I \quad (15)$$

Onde:

AV_E = Água Virtual exportada (m³);
AV_I = Água Virtual importada (m³);
$FLUXO_{AV}$ = Fluxo de Água Virtual (m³).

Foram utilizados dados da exportação brasileira da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2013), com valores de médias de exportações e importações no período dos anos de 2009 a 2012.
Para a estimativa de fluxos de Água Virtual entre o Brasil e demais países foram utilizadas, por simplificação, as Pegadas Hídricas da soja cultivada na região de Maringá e a do óleo de soja produzido na região de Araucária.
A partir dos resultados obtidos de fluxo de Água Virtual da soja e do óleo de soja produzidos no Brasil, foram desenvolvidos os mapas apresentados na Figura 4.
Os valores totais de fluxos de Água Virtual da soja e óleo de soja estão apresentados na Tabela 2. A partir dos resultados demonstrados na Tabela 2 pode ser observado que os fluxos de Água Virtual da soja e óleo de soja resultaram em valores positivos, significando que as exportações de ambos os produtos são superiores as importações. Em adição, o fluxo de Água Virtual da produção de soja e óleo de soja com origem brasileira transporta (importa e exporta) cerca de 80 bilhões de metros cúbicos de Água Virtual por ano.

4. CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos no Estudo de Caso, para a estimativa de Pegada Hídrica da cultura de soja na região de Maringá (sul do Brasil), e do óleo de soja industrializado em Araucária na Região Metropolitana de Curitiba (sul do Brasil), constatou-se que os valores encontrados são coerentes com os valores da literatura. E apesar da relativa baixa disponibilidade de dados relacionados ao uso da água levar à utilização de alguns valores sugeridos pela literatura, foi possível obter informações relevantes para o estudo mostrando a viabilidade da aplicação dos conceitos propostos.
De maneira que, a metodologia utilizada foi considerada eficiente, com resultados confiáveis e que mesmo com diferenças culturais e climáticas, os resultados obtidos são próximos aos encontrados por outros autores em outros países.

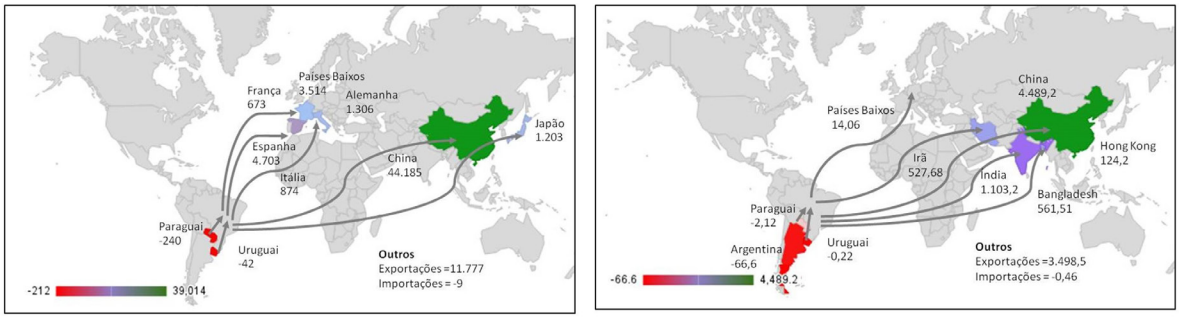


Figura 4 - Mapa dos fluxos de Água Virtual da soja (esquerda) e óleo de soja (direita) produzidos no Brasil (em milhões de m³).

Tabela 2 – Resumo dos fluxos de Água Virtual da soja e óleo de soja produzidos pelo Brasil.

	Exportações (t)	Importações (t)	AVE (10^6 m³)	AVI (10^6 m³)	FLUXOAV (10^6 m³)
Soja	30 884 460	131 549	68 236	291	67 945
Óleo de Soja	1 663 992	11 205	10 318	69.5	10 249

A ferramenta Pegada Hídrica mostrou-se ampla na determinação de consumo de água por incluir volumes de utilização referentes à precipitação, consumo de água doce e poluição. Além de ser de fácil utilização e entendimento, pois os cálculos de Pegada Hídrica e Água Virtual são simples, sem muita dificuldade para serem realizados, tornando a utilização deste conceito muito potencial como indicador para tomadas de decisão na gestão brasileira de recursos hídricos.

Por fim, com relação à análise do fluxo de Água Virtual, os resultados mostraram que a quantidade de água exportada pelo Brasil através dos produtos soja e óleo de soja é substancial. De maneira que, devem ser realizados outros estudos a fim de mensurar a amplitude da água exportada através de outros produtos com altos índices de exportação, como milho, arroz, carne bovina, dentre outros.

Os benefícios da aplicação destes conceitos na gestão hídrica brasileira se referem à atualização do Brasil com novos conceitos de gestão hídrica. Bem como, a consideração de um aspecto desprezado até o momento (água incorporada nos bens de consumo) e que tem se mostrado de grande valia e com valores significativos para não serem considerados.

Através da análise destes conceitos e ferramentas poderá ser identificado até que ponto o uso da água visando à produção e desenvolvimento econômico pode afetar a manutenção dos recursos hídricos em uma dada região.

BIBLIOGRAFIA

ABIOVE (2013) - Estatística Mensal do Complexo Soja - Janeiro de 2013. São Paulo. Disponível em: http://www.abiove.com.br (Acesso em Agosto de 2014).

ALLAN, J. A. (2011) - Virtual Water: Tackling the threat to our planet's most precious resource. Ed. I.B.Tauris. Nova York, NY. 368 p.

ANA (2009) - Manual de Procedimentos Técnicos e administrativos de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas. Brasília-DF.

ARENA, A. P., PIASTRELLINI, R. e CIVIT, B. (2011) - Water Footprint of soybean production in Argentina. *Life Cycle Management Conference*, Berlim, Alemanha.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf (Acesso em Agosto de 2014).

CARMO, R. L.,OJIMA, A. L. R. O., OJIMA, R, NASCIMENTO, T. T. (2007) - Água Virtual, escassez e gestão: o Brasil como grande exportador de água. *Ambiente & Sociedade*, v. X, n, I, p. 83-96.

CHAPAGAIN, A. K., HOEKSTRA, A. Y., SAVENIJE, H. H. G., GAUTAM, R. (2006) - The Water Footprint of cotton consumption- An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics*. v.60, n. 1, p. 186-203.

CHECCHET, J. (2007). Avaliação do Desempenho de Flotação por Ar Dissolvido no Tratamento de Efluente de Refinaria de Óleo de Soja. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, p. 122.

CONAB. Conab 2013. Disponível em: http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1044&t=1 . (Acesso em Agosto de 2014).

EMBRAPA SOJA (2000) - Recomendações técnicas para a cultura da soja na região central do Brasil. Embrapa Soja. - Londrina: Embrapa Soja/Fundação MT.

ERCIN, A. E., HOEKSTRA, A. Y. (2012) - Carbon and Water Footprints: Concepts, methodologies and policy responses. Unitec Nations World Water Assesnent Programme, *Side Publications Series* n.4, UNESCO, Paris.

FENDRICH, R. (2003) - Chuva e Produtividade da Soja na Fazenda Experimental Gralha Azul da PUCPR. *Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais*, Curitiba, v.1, n.2, p. 37-46, abr./jun.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. CROPWAT 8.0 model, Food and Agriculture Organization. Roma, Itália, 2010. Disponível em: www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html. (Acesso em Agosto de 2014).

GERBENS-LEENES, P.W. AND HOEKSTRA, A. Y. (2010) - Burning water: The water footprint of biofuel-based transport, Value of *Water Research Report Series* n.44, UNESCO-IHE.

GIACOMIN, G. S. e OHNUMA. (2012) - Análise de Resultados de Pegada Hídrica por Países e Produtos Específicos. Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, p. 1562-1572.

HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K. (2007) - Water Footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21 (1), p. 35–48.

HOEKSTRA, A. Y.,CHAPAGAIN, A. K., ALDAYA, M. M.,MEKONNEN, M. M. (2009) - Water Footprint Manual: State of the Art . *Water Footprint Network, Ensched*, The Netherlands.

HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K., ALDAYA, M. M. AND MEKONNEN, M. M. (2011) - The Water Footprint assessment manual: Setting the global standard, *Earthscan*, London, UK.

HOEKSTRA, A. Y., HUNG, P. Q. (2002) - Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series*, n. 11, UNESCO-IHE, Delft, Holanda.

HOEKSTRA, A. Y., HUNG, P. Q. (2003) - Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Virtual water trade. Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual water Trade. *Value of Water Research Report Series*, v. 12. IHE, Delft, Holanda.

IAPAR - INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. Médias Históricas na Estação de Londrina. Disponível em: http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Londrina.htm. (Acesso em Agosto de 2014).

MULLER, G. T. (2012) - Emprego da Pegada Hídrica e da Análise de Ciclo de Vida para a Avaliação do Uso da Água na Cadeia Produtiva do Biodiesel de Soja. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.188.

OLIVATTO, L. M. (2009) - Análise da eficiência de Estação de Tratamento de Efluentes em indústria de extração de óleo de soja e proposições de novas metodologias de análises e tratamentos. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de São Carlos, Sorocaba.

SIMEPAR – SISTEMA METEOROLÓGICO DO PARANÁ. Série Histórica de dados climáticos da Estação Climatológica de Maringá (PR), 1998 a 2013.

UNEP/SETAC (2009) - Life Cycle Management: How business uses it to decrease footprint, create opportunities and make value chains more sustainable.

VON SPERLING, M.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. (2005) - Removal of E.coli and helminth eggs in UASB – polishing pond systems. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 12. p. 91-97.

WICHELNS, D. (2010) - Virtual Water: A Helpful Perspective but not a Sufficient Policy Criterion. *Water Resource Management*, v. 24, p. 2203-2219.

CARTOGRAFIA HIDROGEOLÓGICA DAS ÁREAS DE VALONGO, DE PAREDES E DE AROUCA

HYDROGEOLOGICAL MAPPING OF VALONGO, PAREDES AND AROUCA AREAS

Eduardo Gonçalves
Centro de Geologia da Universidade do Porto /// Doutorado em Geociências (Univ. Porto). Mestre em Prospeção e Avaliação de Recursos Geológicos (Univ. Porto) /// seara.geres@iol.pt

RESUMO: Inserida na realização de uma dissertação de doutoramento em geociências concluída em 2013 (Universidade do Porto), foi encetada uma campanha de cartografia hidrogeológica ao longo das áreas de Valongo, Paredes e de Arouca.
Estas áreas incorporam uma relevante mega-estrutura geológica localizada no noroeste da Península Ibérica, o Anticlinal de Valongo. Para além disso, fazem parte de um importante domínio mineiro, o Distrito Mineiro Dúrico-Beirão.
A metodologia adotada para a campanha de cartografia hidrogeológica é aceite a acreditada pela Associação Internacional de Hidrogeólogos e pela UNESCO. Esta metodologia multicriteriosa baseia-se em descrições detalhadas sobre os meios hidrogeológicos, na identificação de unidades hidroestratigráficas, assim como, na recolha, organização, hierarquização, simplificação e sobreposição de informação disponível. Os principais dados recolhidos e explorados foram aspetos geológicos (litológicos e tectónicos), hidrogeomorfológicos, topográficos, hidrodinâmicos e hidroquímicos.
O presente documento procura ser uma síntese objetiva de um dos capítulos principais da dissertação de doutoramento acima referida, a cartografia hidrogeológica de áreas inseridas nos concelhos de Valongo, de Paredes e de Arouca, que desencadeou na realização de dois mapas hidrogeológicos.
Apesar dos princípios orientadores para a conceção destes mapas obedeceram aos critérios aceites pelas organizações internacionais acima mencionadas, desde o início houve a preocupação por recorrer a metodologias inovadoras em prol da otimização dos recursos disponíveis e da melhoria do produto final.
À semelhança do sucedido com a realização dos mapas hidrogeológicos, a conceção das legendas e de notas explicativas, também obedeceu a critérios de acreditados pela Associação internacional de Hidrogeólogos e pela UNESCO.

Palavras-chave: Cartografia Hidrogeológica, Mapas Hidrogeológicos

ABSTRACT: Inserted in a geosciences doctoral thesis, concluded in 2013 (University of Porto, Portugal), was realized an hydrogeological mapping campaign along the areas of Valongo, Predes and Arouca.
These areas are part of a significant geological mega-structure, localized in the northwest of the Iberian Peninsula, the Valongo Anticline. Additionally these areas are also part of an important mining district (Distrito Mineiro Dúrico-Beirão).
The methodology adopted for this campaign is accepted and accredited by the International Association of Hydrogeologists and UNESCO. This methodology is based on detailed descriptions of hydrological resources; the identification of hydrostratigraphic units; and the collection, organization, ordering, simplification and overlap of available information. Geological aspects (lithology and tectonics), hydrogeomorphological patterns, topographic features, hydrodynamic parameters and hydrochemical facies, were the main data collected and operated.
This paper wants to be an objective synthesis of an important chapter of the doctoral thesis referred above, the hydrogeological cartography of the Valongo, Paredes and Arouca areas, which concluded with the realization of two hydrogeological maps.
Effectively the achievement of hydrogeological maps was based on principles recognized by international organization. However, since beginning of the study was the determination to include innovative processes and methods in order to improving the final product.
As well the hydrogeological maps achievement, the design of subtitles and explanatory notes, also followed criteria accredited by the International Association of Hydrogeologists and UNESCO.
The geology of the study area is dominated by metasedimentary formations of Paleozoic age extending from the Precambrian and/or Cambrian to the Carboniferous. Tectonic corresponds to a geological relevant feature of the region, which exerts a strong influence on geomorphology and hydrogeology.
The lithological variety, along with tectonic (particularly fracturing), contribute significantly to the occurrence of strongly heterogeneous hydrogeologic setting.
The generality of lithostratigraphic units shows unrelevant hydrogeological potential, with essentially secondary permeabilities derived from factors such as tectonic and surface (and subsurface) weathering.
In this overview we highlight the mainly quartzite formations (Lower Ordovician) to be moderately productive in hydrogeological terms. This differentiation is due to the fact that the quartzites usually showing dual porosity, primary and secondary.

Keywords: Hydrogeological Mapping, Hydrogeological Maps

1. INTRODUÇÃO

No decurso das últimas décadas, a cartografia hidrogeológica tem vindo a assumir-se como uma das atividades mais relevante em estudos de hidrogeologia, pois envolve o recurso e a implantação de técnicas robustas de avaliação e síntese dos recursos hidrogeológicos. Um dos principais objetivos da cartografia hidrogeológica é a caracterização dos recursos hídricos subterrâneos e respetiva realização de mapas hidrogeológicos de síntese.

Os mapas hidrogeológicos são, na verdade, representações concisas dos dados que relacionam a água com as formações rochosas, pelo que correspondem a ferramentas essenciais para a descrição de situações estáticas e processos dinâmicos em níveis subterrâneos relacionados com a água (Struckmeier & Margat 1995).

Ao longo das áreas em apreço (Figuras 1 e 2), procurou recolher-se e organizar a informação hidrogeológica, de forma a produzir uma base cartográfica robusta que sumariasse aspetos como: geologia, geomorfologia topografia, hidrologia superficial, climatologia, hidroquímica, etc.

Em termos geológicos a região estudada é caracterizada por formações paleozoicas metassedimentares, com diferentes origens e diferentes aspetos texturais, que se traduzem em distintas permeabilidades primárias (intersticiais). Neste quadro sobressaem as formações quartzíticas do Ordovícico Inferior (Formação de Santa Justa) com características petrográficas peculiares que as tornam moderadamente produtivas em termos hidrogeológicos.

Está-se perante uma considerável diversidade litológica (Figura 3) com diretas implicações no grau de heterogeneidade hidrogeológica, que é reforçada por fatores como a lixiviação de sulfuretos (permeabilidade vesicular) e pela tectónica.

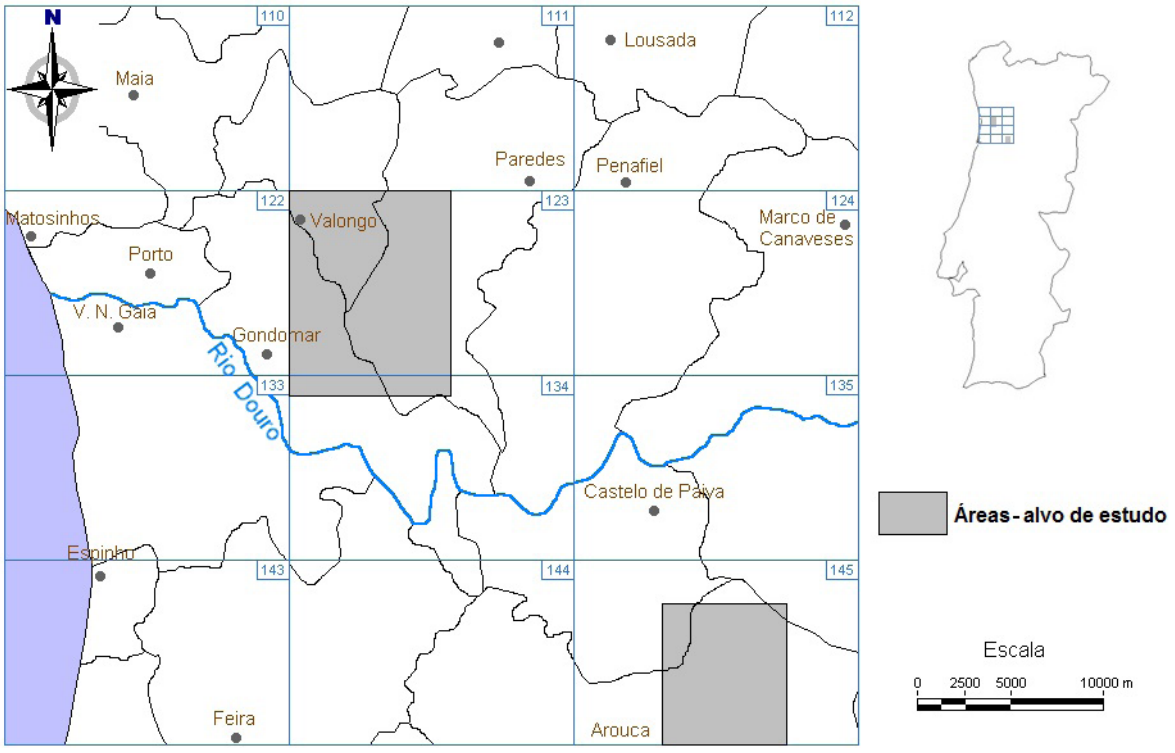


Figura 1 – Localização geográfica (Adaptado de: www.igeoe.pt/utilitários/cartogramas.asp).

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em setembro de 2014, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em fevereiro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 25-36, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-3

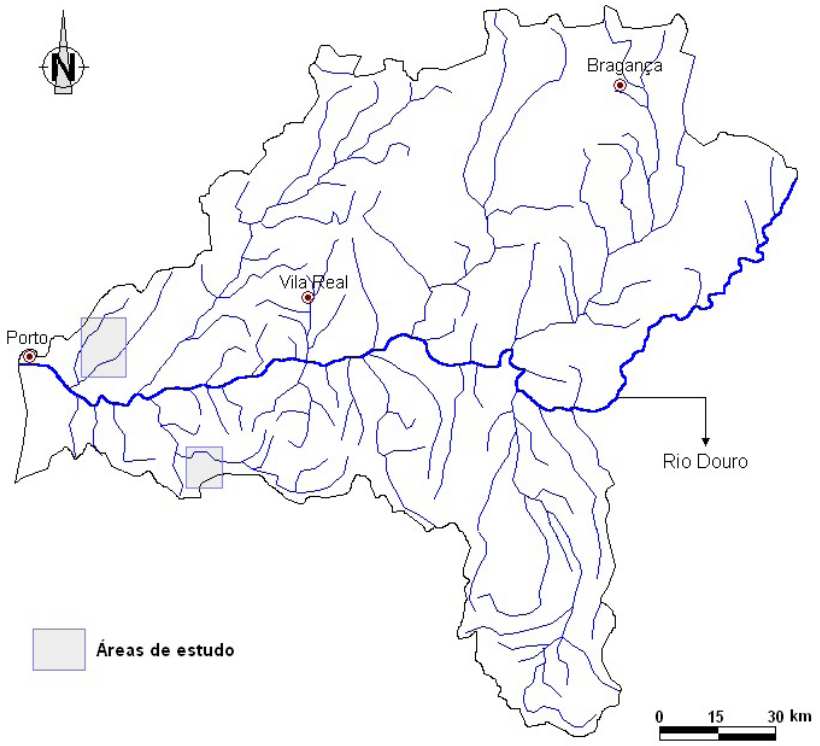


Figura 2 – Bacia Hidrográfica do Rio Douro (Adaptado de: Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Douro).

Na região, a tectónica constitui o principal fator promotor de permeabilidade secundária e contribui decisivamente para a ocorrência de meios hidrogeológicos fortemente heterogéneos. Efetivamente, a tectónica, a diferentes escalas, exerce grande influência nas condições de fluxo e de armazenamento hídrico subterrâneo.

Em termos geomorfológicos a região é caracterizada por cristas montanhosas (quartzíticas); vales apertados, onde se desenvolveram importantes linhas de água; e, localmente, por zonas relativamente aplanadas nas quais se registam depósitos fluviais relativamente recentes (Quaternário), na forma de terraços fluviais.

Numa primeira fase de estudo, a cartografia hidrogeológica envolveu a inventariação, organização e projeção de dados geológicos e geomorfológicos. Em etapas subsequentes houve lugar à compilação de dados hidrológicos, de dados hidroquímicos, e de parâmetros hidráulicos.

Todas estas classes de informação foram sobrepostas numa base topográfica representada de modo simplificado, ou seja, na forma de relevo sombreado.

2. MAPAS HIDROGEOLÓGICOS

Um mapa hidrogeológico pode constituir um ponto de partida para a definição de estratégias de avaliação de recursos hídricos subterrâneos, mas também um produto final de um programa de pesquisa, que coloque em evidência os principais aspetos de uma determinada área ou região (Poehls & Smith 2009).

Devido à grande variedade e densidade de informação usualmente considerada, não é possível elaborar um único mapa hidrogeológico que possa satisfazer, ao mesmo tempo, todos os requisitos. Deste modo, torna-se necessário definir prioridades, e hierarquizar a informação disponível.

À semelhança dos mapas geológicos, os mapas hidrogeológicos revelam propriedades das rochas e aspetos geológicos mas, adicionalmente, enfatizam sobre recursos hídricos subterrâneos.

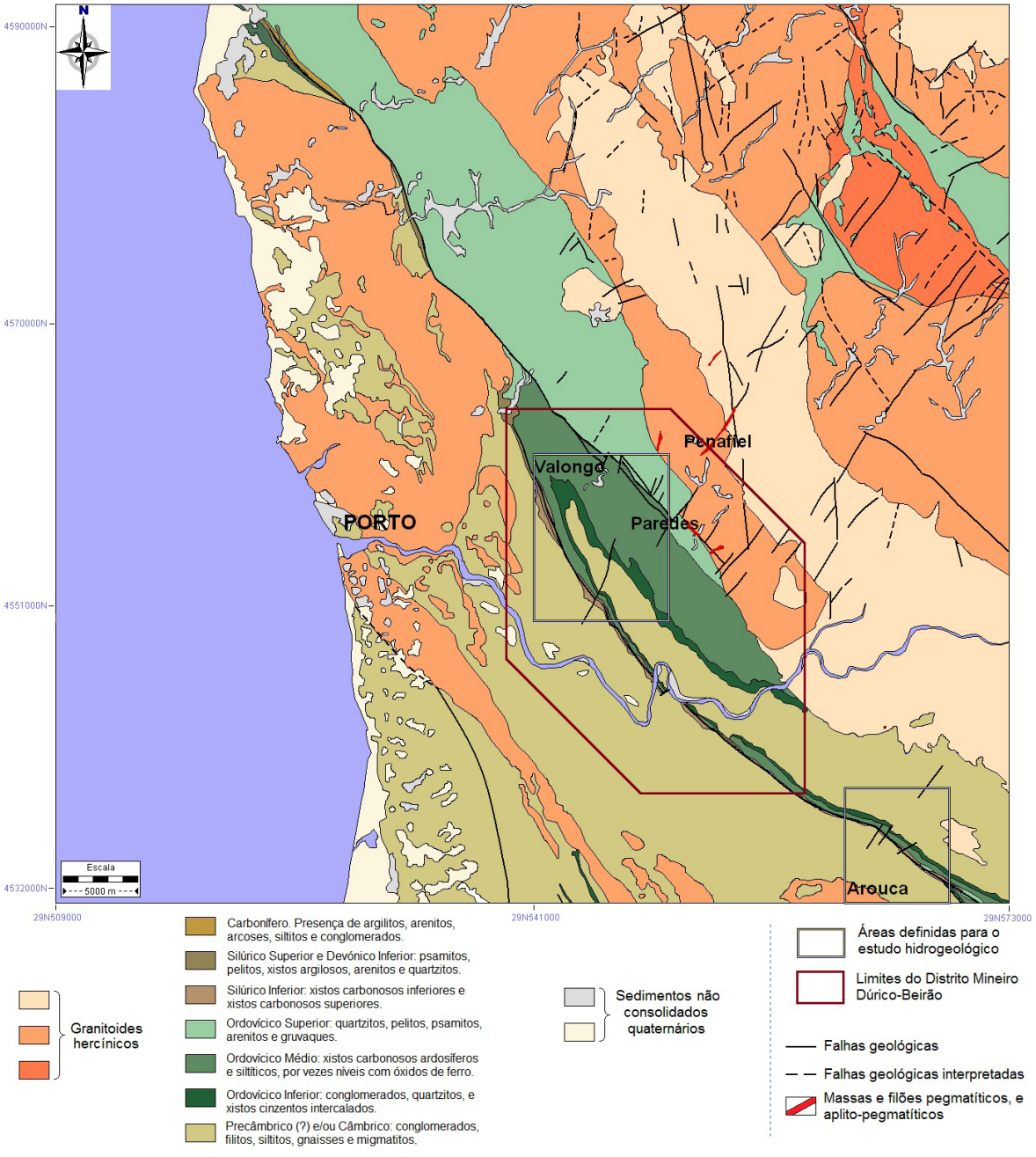


Figura 3 – Enquadramento geológico (Adaptado de: Serviços Geológicos de Portugal Folhas 9-A, 9-B, 9-C, 9-D, 13-A e 13-B da Carta Geológica de Portugal, na escala 1:50 000).

Efetivamente, a realização destes mapas visa a obtenção e a representação cartográfica dos recursos hidrogeológicos presentes nas unidades geológicas.
Com efeito, a realização de um mapa hidrogeológico é um processo contínuo que envolve a preparação de uma base cartográfica, sobre a qual se efetua a sobreposição informação (*layers*), e onde são realizados ajustes e aperfeiçoamentos.
Os mapas hidrogeológicos refletem o estado da arte da evolução das técnicas de pesquisa hidrogeológica. O seu historial e *know-how*, colocam em evidência a grande evolução ocorrida nas geociências no decurso das últimas décadas.
De acordo com Struckmeier & Margat (1995), para além dos dados de base, os mapas hidrogeológicos necessitam de um esquema representacional e legenda apropriados, assim como um perfil (ou vários perfis). Paralelamente, a informação recolhida num mapa hidrogeológico, deve ser processada a diferentes níveis:

- Conversão das unidades litoestratigráficas em unidades hidroestratigráficas tendo em conta dados qualitativos: valores de permeabilidade, meio poroso/fraturado, etc.
- Identificação e seleção de informação estrutural, determinante para: a descrição e perceção da geometria do aquífero; a caracterização do fluxo subterrâneo; e a definição das condições de fronteira que são controladas pela geologia e pela estrutura.

Nas áreas de Valongo, de Paredes e de Arouca, a interpretação dos mapas geológicos, das bacias hidrográficas, e das nascentes (mapas topográficos), permitiram uma primeira perceção conceptual dos sistemas de fluxo subterrâneos. No entanto houve lugar a inventariações e a georreferenciações adicionais de dados, como:

- Nascentes e captações de águas subterrâneas;
- Profundidades das captações;
- Aquíferos e suas litologias;
- Períodos das observações e monitorizações;
- Parâmetros de campo (pH, temperatura e condutividade elétrica).

A elaboração de um mapa hidrogeológico requer também a recolha de dados hidroclimatológicos (séries pluviométricas plurianuais), dados sobre temperaturas, evapotranspiração, taxas de infiltração, etc.

2.1. Unidades hidroestratigráficas

A definição de unidades hidroestratigráficas baseia-se na seleção dos critérios para a identificação dos diferentes litótipos, ou seja, grupos geometricamente contíguos de rocha com permeabilidades similares, mas também em aspetos como a tectónica, a alteração, as áreas de maior infiltração potencial, etc.
De acordo com Poehls & Smith (2009), uma ou mais unidades individualizáveis e distinta das massas rochosas envolventes, com parâmetros hidráulicos similares, é assumida como unidade hidroestratigráfica.
Deste modo, uma fronteira hidroestratigráfica pode não ser correlacionável com os limites da formação geológica. Esta situação sugere que várias formações geológicas podem ser assumidas como uma única unidade hidroestratigráfica (aquífero multicamada); ou uma única formação geológica possa ser subdividida em várias unidades hidroestratigráficas (vários aquíferos numa só camada).

2.2. Produtividades

Nas áreas de Valongo, de Paredes e de Arouca, a generalidade das litologias encerram-se em dois litótipos metassedimentares, os quartzitos e os xistos argilosos. Carvalho (2006) estabelece valores medianos de caudal de exploração e de transmissividade para os principais domínios litológicos do Soco Varisco. Nesses valores merece relevância a maior produtividade dos metassedimentos em relação aos granitoides, particularmente as produtividades associadas às formações essencialmente quartzíticas (ver Figura 4).
Gonçalves (2013), com base nas medições efetuadas, determinou um valor médio de aproximadamente 0,52 litros por segundo (l/s), o qual está "em linha" com os valores de Carvalho (2006).
No que toca à visualização das condições das águas subterrâneas devem sempre considerar-se dois tipos principais de meios rochosos, meio poroso e meio fraturado. Contudo, o principal objetivo é a recolha de dados de base, de apoio à caracterização dos parâmetros hidráulicos.
Se por um lado as condições de fluxo em meio poroso são determinadas pela porosidade eficaz do material, o volume e a circulação em meios fissurados, são controlados pela tectónica.
A generalidade dos autores que se dedicam à elaboração de mapas hidrogeológicos em meios fissurados (Struckmeier & Margat 1995; Machado & Freitas, 2005; Lekgowe & Magowe 2009) sugere a determinação índices de condutividade hidráulica essencialmente com base em estimativas.
O objetivo primordial das diferentes metodologias para a avaliação das produtividades é o de reagrupar as unidades hidrogeológicas em classes. Struckmeier & Margat (1995) sugerem a adopção de oito classes de produtividade (A1, A2, B1, B2, C1, C2, D1 e D2).
Na Tabela 1. estão ilustradas as diferentes classes de produtividade, definidas com base na combinação da produtividade dos aquífero e no regime de fluxo

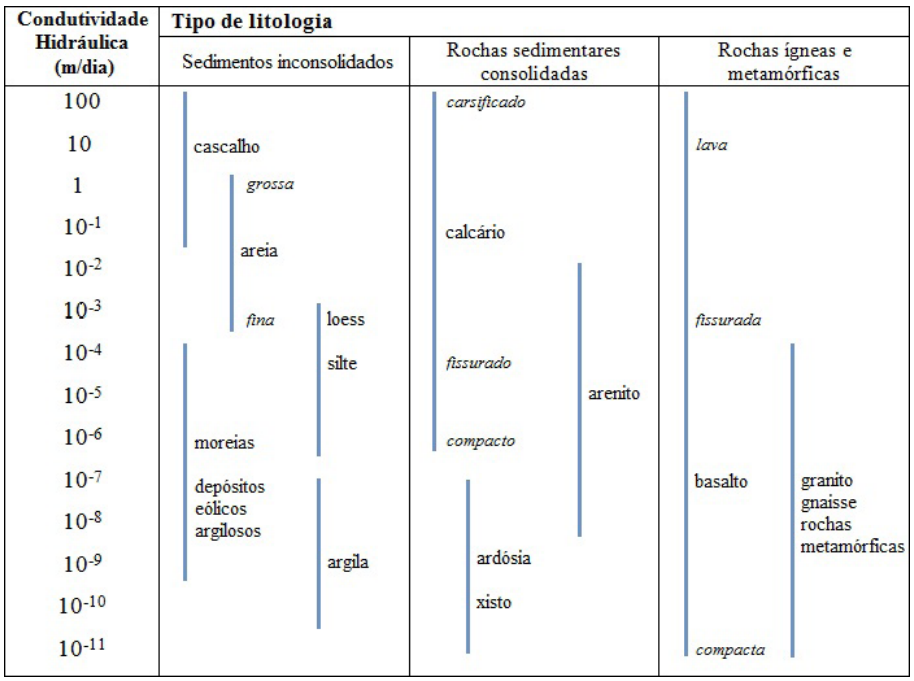


Figura 4 – Intervalos de magnitude de valores de permeabilidade para diferentes litótipos (Adaptado de: Struckmeier & Margat 1995).

subterrâneo. As tonalidades e as simbologias aí adotadas obedecem aos critérios de uniformização estabelecidos para os mapas hidrogeológicos por parte da Associação Internacional de Hidrogeólogos (Struckmeier e Margat 1995).

De um modo geral as unidades litoestratigráficas do Anticlinal de Valongo encerram aquíferos de baixa permeabilidade, favorecendo a ocorrência de baixas transmissividades, pelo que se enquadram na categoria D1 (Tabelas 1 e 2).

Paralelamente, a diversidade litológica, associada à geometria e à disposição dos estratos, promovem a alternâncias nos valores de permeabilidade, inibindo o desenvolvimento de coeficientes de armazenamento relevantes.

Em virtude de na região se assinalarem valores de transmissividade globalmente baixos é fundamental esboçar no mapa hidrogeológico as áreas de maior infiltração potencial, determinadas por Gonçalves (2013).

A elaboração dos mapas hidrogeológicos para as áreas em apreço, envolveu então a definição prévia de mapas de base, com unidades hidroestratigráficas, representadas com as cores e simbologias estabelecidas pela Associação Internacional de Hidrogeólogos (Figura 5).

Sobre as mesmas unidades hidroestratigráficas, e informação topográfica, houve então lugar à sobreposição de informação de interesse hidrogeológico, como: linhas de cume, linhas e pontos de água, áreas de maior infiltração potencial, grandes lineamentos tectónicos, qualidade da água e explorações mineiras abandonadas.

Em suma, a determinação das unidades hidroestratigráficas nas áreas estudadas baseou-se em quatro "pilares" fundamentais: características litológicas, estruturas tectónicas, recarga subterrânea e caudais de exploração. Assim, fez-se uso de dados recolhidos sobre os índices de fraturação e as áreas de maior infiltração potencial, em complemento aos dados litológicos. Após a análise destes dados e variáveis procedeu-se à atribuição dos seus pesos relativos.

A informação sobre aspetos topográficos é bastante importante para a realização de mapas hidrogeológicos, todavia, é frequentemente preterida em relação a outras variáveis, de modo a evitar a excessiva sobreposição de dados (Figuras 6 e 7).

Uma via encontrada para introduzir dados topográficos, e evitar a densidade de informação foi, com efeito, a projeção das unidades hidroestratigráficas na forma de relevo sombreado (*shaded relief* do *Surfer10 – Golden Software*).

Tabela 1 - Produtividade hidrogeológica e aquífera dos elementos rochosos (Lekgowe & Magowe 2009).

Classes de Produtividade / Tipo de Aquífero	1. Produtividade elevada	2. Produtividade moderada	3. Produtividade geralmente baixa mas localmente moderada	4. Produtividade geralmente baixa
A. Aquíferos intergranulares não consolidados	A1	A2	X	X
A. Aquíferos fissurados	B1	B2	X	X
B. Aquíferos Cársicos	C2	C2	X	X
C. Formações de permeabilidade baixa	X	X	D1	D2

Tabela 2 - Caracterização hidráulica dos tipos de aquíferos (Struckmeier & Margat 1995).

Tipo de aquífero	Transmissividade (m^2/d)	Permeabilidade (m/d)	Caudais (l/s)	Produtividade
A1, B1, C1	**>** 75	> 3	> 10	Alta: Caudais de interesse regional (abastecimento a cidades, irrigação, etc.).
A2, B2, C2	5 – 75	0.2 – 3	1 – 10	Moderada: Caudais para o abastecimento local (pequenos aglomerados, pequena irrigação, etc.).
D1	0.05 – 5	0.002 – 0,2	0.01 – 1	Em geral baixa, mas localmente alta: Caudais para pequenos abastecimentos locais (essencialmente consumo privado).
D2	< 0.05	< 0.002	< 0.01	Em geral baixa: caudais baixos que dificilmente asseguram abastecimentos locais.

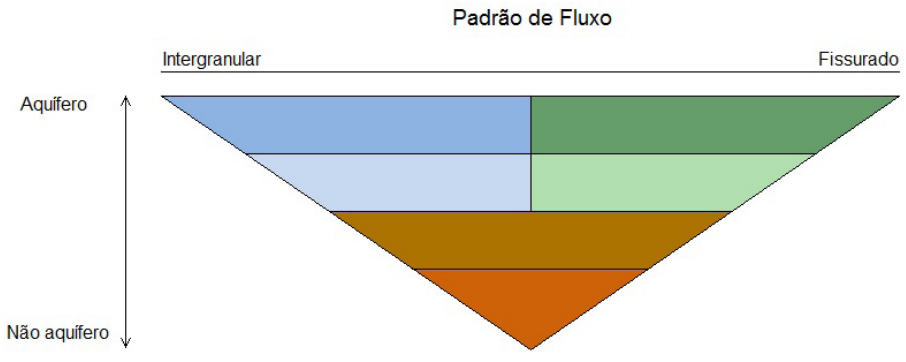


Figura 5 – Diagrama triangular para a classificação de aquíferos (Struckmeier & Margat 1995).

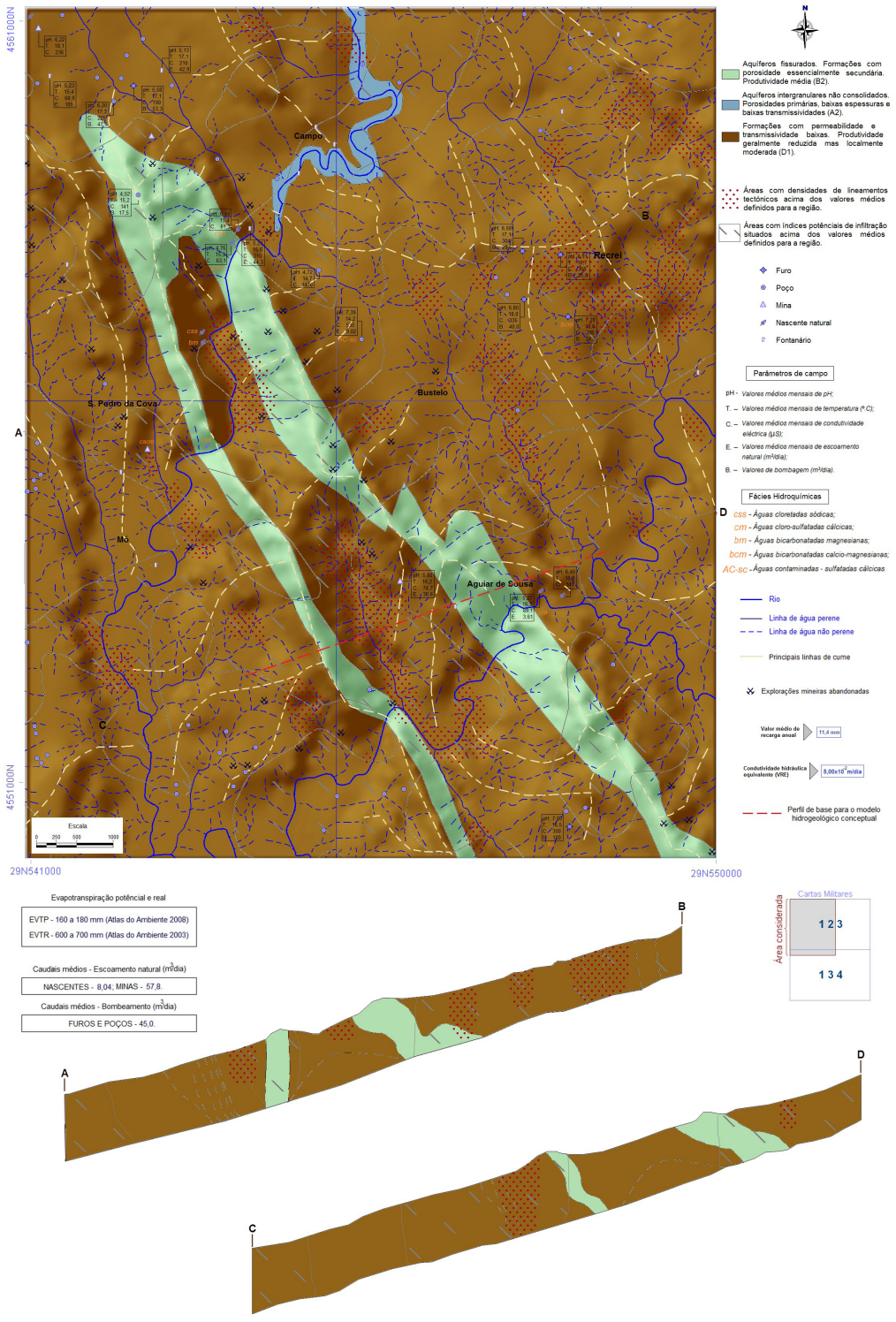


Figura 6 – Mapa Hidrogeológico – Valongo e Paredes (Adaptado de: www.igeoe.pt/utilitários/cartogramas.asp).

3. NOTAS EXPLICATIVAS DOS MAPAS HIDROGEOLÓGICOS

Os mapas hidrogeológicos relativos às áreas de Valongo, de Paredes e de Arouca visaram a conceção de uma base de dados cartográfica de síntese à hidrogeologia, os quais são essencialmente de índole: geológica (litologia e tectónica), geomorfológica, hidrológica, hidrodinâmica e hidrogeoquímica.

3.1. Sumário da geologia e geomorfologia

A contribuição da geologia para caracterização hidrogeológica focou-se em dois parâmetros fundamentais, a litologia (principais unidades litoestratigráficas) e a tectónica (estruturas locais e regionais).
A litologia é essencialmente representada pelas formações metassedimentares paleozoicas onde se distinguem, genericamente, as unidades essencialmente xistentas e as unidades quartzíticas. Esta distinção genérica serviu de base para a definição dos meios "moderadamente produtivos" em níveis essencialmente quartzíticos do Ordovícico Inferior, e aquíferos insignificantes que se desenvolvem nos granitóides e nas demais formações metassedimentares.
A tectónica da região exerce uma grande influência na dinâmica hidrogeológica, que se manifesta a diferentes níveis, como: geometria e distribuição das principais unidades litológicas, estruturas tectónicas à escala de afloramento, como diaclases falhas e filonetes; e grandes lineamentos tectónicos: falhas, cisalhamentos e filões de diversa índole.
Os estudos geomorfológicos e hidrogeomorfológicos foram importantes na definição de fronteiras hidráulicas, na demarcação de áreas favoráveis à recarga e de áreas de maior infiltração potencial, e na identificação de áreas com maior concentração de lineamentos tectónicos.

3.2. Descrições hidrogeológicas e explicações de aspetos relevantes

Conforme já foi referido, as principais unidades hidrogeológicas das áreas de Valongo, de Paredes, e de Arouca foram definidas com base na análise dos litótipos principais, posteriormente complementada com estudos tectónicos e hidrodinâmicos (piezometria, análise de hidrogramas e parâmetros hidráulicos).
Com efeito, propõem-se então três unidades hidrogeológicas principais:

- Azul Claro – Aquíferos intergranulares não consolidados (A2), com baixas espessuras e baixas transmissividades, para os depósitos fluviais quaternários;
- Verde-claro – Aquíferos fissurados com porosidade essencialmente secundária (B2), para os níveis quartzíticos do Ordovícico Inferior (Formação de Santa Justa);
- Castanho-claro – Formações com permeabilidades e transmissividades baixas, e produtividades geralmente baixas (D1), para as formações metassedimentares do Precâmbrico e/ou Câmbrico e demais formações paleozoicas, e granitóides variscos.

A escolha de tons de verde-claro nos níveis essencialmente quartzíticos do Ordovícico Inferior, baseou-se nas orientações do Mapa Hidrogeológico da Europa (*International Hydrogeological Map of Europe*) (BGR, EGS, UNESCO 2008), no qual as formações essencialmente quartzíticas do Ordovícico Inferior estão distinguidas (a verde-claro) das litologias envolventes (a castanho-claro).
Esta escolha é reforçada com os dados da Folha 1 da Carta Hidrogeológica de Portugal, à escala 1:200 000 (Instituto Geológico e Mineiro), onde os metassedimentos da Formação de Valongo são reconhecidos como moderadamente produtivas, com produtividades na ordem de um a três litros por segundo por quilómetro quadrado (1 – 3 l/s/km^2). De acordo com os dados da mesma carta, as demais formações metassedimentares são assumidas como pouco produtivas, ou seja, com valores inferiores a um litro por segundo em cada quilómetro quadrado (1.0l/s/km^2).
Paralelamente, o quartzito do Ordovícico Inferior, foi alvo de um estudo detalhado sobre a fraturação microscópica (Gonçalves 2013), em microscopia ótica e em catodoluminescência. Neste estudo, as fraturas microscópicas, e outros aspetos (como as cavidades de dissolução de sulfuretos), foram assumidos como parâmetros adicionais promotores de permeabilidade secundária.
Foi possível projetar os grandes lineamentos tectónicos na forma de maior densidade (*spatial analyst* – Arcgis 9.3). Nesta representação, à semelhança do procedimento seguido para as áreas com maiores índices de infiltração potencial, assumiu-se como relevantes as áreas com teores iguais ou superiores aos valores médios determinados para cada uma das áreas em apreço.
Houve também lugar à projeção de dados sobre rendimentos de captações (caudais de exploração e escoamento natural), de parâmetros de campo e de dados sobre fácies hidroquímicas. A inclusão destes dados teve como objetivo principal, a ilustração das

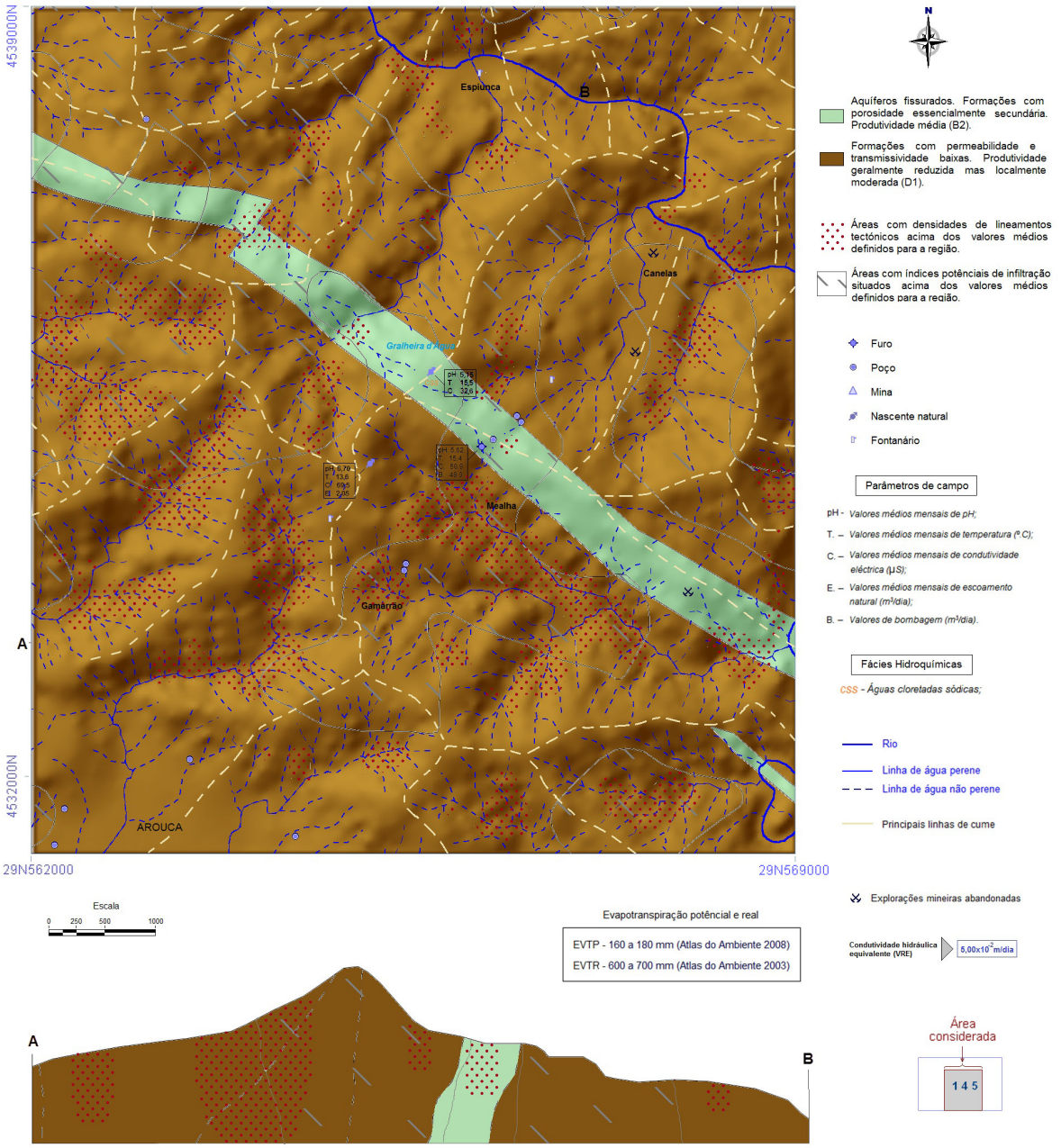


Figura 7 - Mapa Hidrogeológico – Arouca (Adaptado de: www.igeoe.pt/utilitários/cartogramas.asp).

diferentes produtividades e das diferentes fácies de águas subterrâneas (diferentes aquíferos).
Chama-se particular atenção para as áreas com maior concentração de linhas e pontos de água, que simultaneamente se encontram "sombreadas" pelos padrões indicadores de maiores densidades de lineamentos tectónicos e de índices de infiltração potencial.
Estas e outras áreas onde se verifica a conjugação/sobreposição desses fatores, podem ser classificadas, numa primeira análise, como domínios de maior aptidão hidrogeológica ou, eventualmente, áreas de maior circulação subterrânea. Essas áreas, em situações futuras, poderão ser assumidas como "candidatas" a eventuais estudos de pesquisa e prospeção de águas subterrâneas.
Num perspetiva orientada para o ambiente e ordenamento do território, aquelas áreas surgem como menos recomendáveis à expansão de malha urbana e outros tipos de edificações.

3.3. Sobreposição de informação

Os mapas temáticos selecionados (*layers*) contêm os seguintes tipos de informação: rede de linhas de água, simbologia litológica, pontos de água, áreas favoráveis à infiltração subterrânea, explorações mineiras abandonadas, localidades, informação topográfica, fácies hidroquímicas, parâmetros físico-químicos, etc.
De forma a organizar os dados disponíveis, os mapas temáticos foram hierarquizados por categorias de informação, quatro no total:
- Informação geológica e hidroestratigráfica;
- Informação hidrológica e hidrogeológica;
- Informação geomorfológica e hidrogeomorfológica;
- Informação de carácter social.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A cartografia hidrogeológica constitui uma atividade com inúmeras valências, no entanto, todas elas visam a caracterização dos recursos hídricos subterrâneos, de uma determinada área ou região, na forma de mapa hidrogeológico final.
Neste estudo, uma das principais preocupações subjacentes à realização dos mapas hidrogeológicos foi a de incluir o máximo de informação possível, sem que isso resultasse numa excessiva sobreposição de dados. Paralelamente, seguindo as normas estabelecidas pela Associação Internacional de Hidrogeólogos e pela UNESCO (Struckmeier & Margat 1995), houve também a preocupação em simplificar as legendas.
Pretendeu-se que esta cartografia hidrogeológica pudesse, a vários níveis, constituir um contributo válido de apoio ao ordenamento do território das áreas de Valongo, de Paredes e de Arouca, nomeadamente no que concerne à gestão do solo e do subsolo.
Um pouco à semelhança do que sucede com os modelos hidrogeológicos conceptuais, a realização dos mapas hidrogeológicos pretendeu constituir um ponto de partida para novos avanços futuros (na evolução do conhecimento hidrogeológico) e possíveis readaptações. Esses avanços e reajustamentos poderão incidir na reformulação de unidades hidroestratigráficas, na redefinição das fronteiras hidrogeológicas, na identificação de meios hidrogeologicamente mais favoráveis, etc.
Os principais problemas hidrogeológicos da região estudada enquadram-se em dois domínios fundamentais: na dificuldade da obtenção de captações de água com caudais apreciáveis; e na forte pressão antrópica (principalmente em Valongo e Paredes) resultante da grande expansão urbana verificada nas últimas décadas, com implicações hidrogeológicas.

BIBLIOGRAFIA

Cartas e Notícias Explicativas:

PEDROSA, M. Y. (1999) "Notícia Explicativa da Carta Hidrogeológica de Portugal (Folha 1) na escala 1:200000". Instituto Geológico e Mineiro. Departamento de Hidrogeologia.

PLANO DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOURO. Normas Regulamentares. Instituto Nacional da Água. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2001).

SERVIÇOS GEOLÓGICOS DE PORTUGAL. Folhas 9-A, 9-B, 9-C, 9-D, 13-A e 13-B da Carta Geológica de Portugal, na escala 1:50 000.

Teses:

CARVALHO, J. M. (2006) "Prospecção e pesquisa de recursos hídricos subterrâneos no Maciço Antigo Português: linhas metodológicas". Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Geociências (Hidrogeologia Aplicada), sob a sua exclusiva responsabilidade. Universidade de Aveiro. Disponível em: http://ria.ua.pt/handle/10773/5016?mode=full&submit_simple=mostrar+registo+em+formato+completo.

GONÇALVES, E. J. (2013) "Hidrogeologia das áreas de Valongo, de Paredes e de Arouca, no contexto do Anticlinal de Valongo". Dissertação apresentada à Universidade do Porto para a obtenção do grau de Doutor em Geociências

(Hidrologia e Hidrogeologia). Universidade do Porto. Não publicado.

Resumo em congresso:

MACHADO, J. L. F. & FREITAS, M. A. (2005) "Projecto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul". Convénio SOOPS-SEMA-DRH/RS-CPRM. Relatório Final. pp. 1 – 62. CPRM. Serviço Geológico do Brasil.

Livros:

POEHLS, D. J. & SMITH, G. J. (2009), "Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology". First edition. Elsevier. ISBN: 978-0-12-558690-0.

SINGHAL, B. B. S. & GUPTA, R. P. (1999) "Applied Hydrogeology of Fractured Rocks". pp. 1 – 393. Kluwer Academic Publishers. ISBN 0-412-75830-X.

STRUCKMEIER, W. F. & MARGAT, J. (1995) "Hydrogeological Maps. A Guide and a Standard Legend". Volume 17. pp. 1 – 177. International Contributions to Hydrogeology, Founded by Castany, G., Groba, E. & Ronijn, E. International Association of Hydrogeologists. Verlag Heinz Heise. ISBN 3-922705-98-7.

Internet – Relatórios eletrónicos:

LEKGOWE, O. & MAGOWE, M. (2009) "Folheto Explicativo do Mapa e Atlas Hidrogeológico da Comunidade para o Desenvolvimento da África Austral". Assistência Técnica à Comunidade para o Desenvolvimento da África Austral. pp. 1 – 51. União Europeia e GTZ. Disponível em http://www.sadc.int.

Webgrafia

http://www.igeoe.pt/utilitários/cartogramas.asp.

http://ria.ua.pt

AVALIAÇÃO DE MODELOS DE ATRITO VARIÁVEL EM TRANSIENTES HIDRÁULICOS

EVALUATION OF UNSTEADY FRICTION MODELS IN TRANSIENT PIPE FLOW

Fábio Eduardo Franco Rodrigues Ferreira
Mestre em Engenharia Civil – Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (2011) /// Doutorando em Engenharia Civil-Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará. /// Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

João Marcelo Costa Barbosa
Mestre em Engenharia Civil – Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (2010) /// Doutorando em Engenharia Civil-Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará

Marco Aurélio Holanda de Castro
Ph.D. em Engenharia pela Drexel University (1994) /// Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará /// Membro Associado da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH) desde o ano de 1998

RESUMO: O objetivo deste trabalho é estabelecer um comparativo entre dois modelos de atrito transiente, os modelos de Brunone et al. (1991) e de Vardy et al. (1993), e o modelo elástico, com vistas a identificar a abordagem mais adequada para descrição do transiente hidráulico em cenários de fechamento de válvula. Para isso, foi desenvolvida uma rotina computacional para simulação dos modelos. Nesse simulador foram definidos os valores dos parâmetros dos modelos de atrito variável. Para o modelo de Brunone et al. (1991), foram utilizadas as equações de Karney e Brunone (1999) e de Vardy e Brown (1996), para o seu coeficiente de decaimento. Para o modelo de Vardy et al. (1993) foram utilizados parâmetros calibrados pelos autores. Os modelos foram avaliados através de dados experimentais extraídos dos trabalhos de Pezzinga e Scandura (1995) e de Bergant e Simpson (1994), que conduziram experimentos em sistemas do tipo reservatório-tubo-válvula, com transiente gerado por fechamento de válvula. O modelo de Brunone et al. (1991), com coeficiente de amortecimento dado por Karney e Brunone (1999), descreveu com melhor precisão os efeitos de atenuação da onda de pressão.

Palavras-chave: transiente hidráulico; atrito transiente; sistema reservatório-tubo-válvula

ABSTRACT: The purpose of this paper is establish a comparison between two unsteady friction models, the Brunone et al.'s model (1991) and the Vardy et al.'s model (1993), and the elastic model, in order to identify the most appropriate approach for description of hydraulic transient in valve closure scenarios. For this, a computational routine was developed to simulate the models. In this simulator the parameter values of the variable friction models were defined. For the Brunone et al.'s model (1991), were used the equations of Brunone and Karney (1999) and of Vardy and Brown (1996), for their decay coefficient. For the Vardy et al.'s model (1993) calibrated parameters by the authors were used. The models were evaluated by experimental data extracted of the researches of Pezzinga and Scandura (1995) and of Bergant and Simpson (1994), who conducted experiments in the Reservoir-Pipe-Valve systems with transient generated by a valve closure. The Brunone et al.'s model (1991), with a damping coefficient given by Karney and Brunone (1999) describe with better precision the effects of attenuation of the pressure wave.

Keywords: hydraulic transient; unsteady friction; reservoir-pipe–valve system

1. INTRODUÇÃO

A análise do transiente hidráulico em condutos pressurizados é, geralmente, empreendida com a finalidade de se estabelecer uma predição dos comportamentos de pressão e vazão em um sistema hidráulico. Essas estimativas de comportamento do sistema permitem um diagnóstico favorável à redução de riscos e a melhoria da eficiência em operações típicas. Em geral, utiliza-se como base matemática para as simulações transientes a abordagem clássica conhecida como modelo da coluna elástica. Entretanto, a precisão do modelo clássico na descrição dos picos de pressão diminui à medida que o passo de tempo se distancia do tempo em que foi iniciado o transiente hidráulico. Essa imprecisão pode ser uma consequência das aproximações referentes à consideração do atrito quase-permanente. Conforme Holmboe, Rouleau (1967), essa premissa produz, em simulações de transiente hidráulico, um amortecimento dos picos de pressão inferior àqueles averiguados experimentalmente. Essa discrepância torna-se mais evidente em transientes rápidos. Essas discrepâncias podem ser explicadas através da consideração dos efeitos do atrito variável. De fato, de acordo com Bergant *et al.* (2008), os efeitos do atrito variável podem ser considerados efeitos dinâmicos dominantes em relação à fenômenos como, por exemplo, os vazamentos. Em outros casos, onde estão presentes o comportamento viscoelástico do conduto ou a cavitação vaporosa, por exemplo, podem reproduzir amortecimentos adicionais da onda de pressão, proporcionando uma representação mais realista da onda de pressão (Bergant *et al.*, 2008).

Logo, para que se possa ter um modelo mais preciso em termos de perdas de energia, é necessária a introdução de um modelo de atrito transiente, para considerar essas perdas dinâmicas. Dentre os modelos de atrito variável, destacam-se os modelos unidimensionais, pela sua viabilidade na análise de sistemas de grande porte. De fato, não exigem muita memória para o armazenamento de variáveis de escoamento previamente calculadas e, em geral, não dependem de procedimentos iterativos complexos (Pothof, 2008).

Existe uma variedade de modelos unidimensionais para o atrito variável, que podem ser classificados, conforme Pothof (2008), em duas classes: (1) Métodos com base empírica ou baseados em acelerações instantâneas, como é o caso dos métodos apresentados por Daily *et al.* (1956), Carstens e Roller (1959), Sawafat e Polder (1973) e Brunone *et al.* (1991); (2) Métodos com base física, dentre os quais destacam-se os métodos propostos por Zielke (1968) e Vardy e Brown (1993, 1995, 2003, 2004). Dentre os métodos incluídos na classe (1) destaca-se o de Brunone *et al.* (1991), que descreve com boa acurácia os escoamentos transientes turbulentos em sistemas simples. Este modelo foi desenvolvido a partir de observações de que, em um escoamento acelerado, ocorre um amortecimento complementar ao produzido pelo atrito de estado permanente. Além disso, conforme Vítkovský *et al.*(2000), o modelo de Brunone *et al.* (1991) possui a vantagem de ser facilmente implementável e produzir resultados de modo eficiente. Dos métodos classificados na categoria (2), o modelo unidimensional de Vardy *et al.* (1993) é de particular interesse pois, prediz a tensão de cisalhamento com precisão comparável a do modelo bidimensional de viscosidade turbulenta de cinco regiões. De fato, modelos bidimensionais são mais precisos, entretanto exigem um maior esforço computacional, sendo também, de difícil implementação. Logo, é desejável a utilização de modelos unidimensionais com precisão comparável a dos modelos bidimensionais.

Como não existe um consenso na utilização dos modelos de atrito variável, surge a necessidade de avaliar e comparar esses modelos para situações especificas de escoamento transiente. Algumas pesquisas foram realizadas nessa direção, a exemplo do trabalho de Soares (2007), que, dentre outras análises, comparou dois modelos de atrito transiente empíricos, os modelos de Brunone *et al.* (1991) e Vitkovsky *et al.* (2000), em condições de escoamento turbulento. Em ambos os modelos de atrito variável, utilizou duas formulações para o coeficiente de amortecimento: coeficiente constante com base em ajuste ao sistema ou em dados da literatura e coeficiente variável, dependente do número de reynolds, conforme a equação proposta por Vardy e Brown (1996). Os modelos foram avaliados através de simulações em sistemas hipotéticos e através de ensaios em experimentos de laboratório, mas não obtiveram resultados satisfatórios na descrição da onda de pressão. Isso se deve em parte pela prevalência dos efeitos relacionados ao comportamento viscoelástico dos tubos plásticos utilizados nos experimentos e em parte pela topologia complexa dos sistemas utilizados. Para avaliar o comportamento de modelos

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em janeiro de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em fevereiro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 37-46, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-4

de atrito variável em sistemas de topologia simples e para comparar as duas classes de modelos de atrito variável unidimensionais apresentadas por Pothof (2008), é necessária a realização de outras simulações e testes.

Logo, o objetivo desse artigo é estabelecer uma comparação entre o modelo de Brunone *et al.* (1991), de base empírica e o modelo de Vardy *et al.* (1993), de base física, utilizando dados experimentais extraídos dos trabalhos de Pezzinga e Scandura (1995) e de Bergant e Simpson (1994),que realizaram testes experimentais em sistemas hidráulicos de topologia simples.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Abordagem clássica no escoamento transitório

Em geral, a análise do transiente hidráulico considera a abordagem tradicional, também conhecida como modelo da coluna elástica. Essa abordagem fundamenta-se em um conjunto de premissas simplificadoras, tais como: o escoamento é unidimensional, o conduto e o fluido possuem comportamento elástico linear e as perdas por atrito são descritas através de um modelo quase-permanente. Essas hipóteses, em conjunto com as leis de conservação de massa e momento, produzem um sistema de equações diferenciais parciais hiperbólicas, composto pelas equações (1) e (2):

$$\frac{\partial H}{\partial x}+\frac{1}{gA}\frac{\partial Q}{\partial t}+\frac{fQ^2}{2gDA^2}=0 \qquad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial x}+\frac{gA}{a^2}\frac{\partial H}{\partial t}=0 \qquad (2)$$

Sendo H, a cota piezométrica; x, a distância coordenada ao longo do eixo do tubo a partir de uma origem arbitrária; A, a área da secção transversal; Q, a vazão através do conduto; t, o tempo; f, o fator de atrito de Darcy – Weisbach; D, o diâmetro do tubo; a, a celeridade da onda de pressão.

Na equação (1), a dissipação de energia é descrita de modo semelhante ao caso do escoamento permanente, através do termo de atrito $h_f = fQ|Q|/2gDA^2$, com a diferença de que a vazão é ajustada para cada passo de cálculo.

As equações (1) e (2), que regem o transiente hidráulico, raramente podem ser resolvidas analiticamente. Logo, utilizam-se técnicas numéricas para a determinação de soluções aproximadas. Dentre as técnicas numéricas, destaca-se o método das características (MOC), pelos seus atributos de eficiência numérica, precisão e simplicidade de implementação computacional, conforme atesta Guidaoui *et al.* (2005). Esse método consiste na imposição de restrições no domínio, com a finalidade de transformar o sistema de equações diferenciais parciais (1)-(2) no sistema de equações diferenciais ordinárias composto por (3), (4), (5) e (6):

$$\frac{gA}{a}\frac{dH}{dt}+\frac{dQ}{dt}+\frac{fQ|Q|}{2DA}=0 \qquad (3)$$

Para,

$$\frac{dx}{dt}=a \qquad (4)$$

Para,

$$-\frac{gA}{a}\frac{dH}{dt}+\frac{dQ}{dt}+\frac{fQ|Q|}{2DA}=0 \qquad (5)$$

$$\frac{dx}{dt}=-a \qquad (6)$$

O sistema de equações diferenciais ordinárias pode ser resolvido numericamente através de um esquema de diferenças finitas. Assim, integrando-se as equações (3) e (5) sob as linhas características AP e BP (Figura 1), e, utilizando-se uma aproximação numérica de primeira ordem, obtém-se o sistema linear dado pelas relações (7) e (8):

$$C^+ : H_P = C_P - BQ_P \qquad (7)$$

$$C^- : H_P = C_N + BQ_P \qquad (8)$$

Onde C_P e C_N são constantes conhecidas no passo de cálculo, dadas por (9) e (10):

$$C_P = H_A + BQ_A - RQ_A|Q_A| \qquad (9)$$

$$C_N = H_B + BQ_B + RQ_B|Q_B| \qquad (10)$$

Note que os valores de H e Q com índices A e B representam valores conhecidos, seja através de cálculos realizados em passos de tempo anteriores ou como condições iniciais ou de contorno fornecidas. As cargas e vazões com índice P representam valores desconhecidos a serem calculados no passo de tempo atual, ou passo de cálculo.

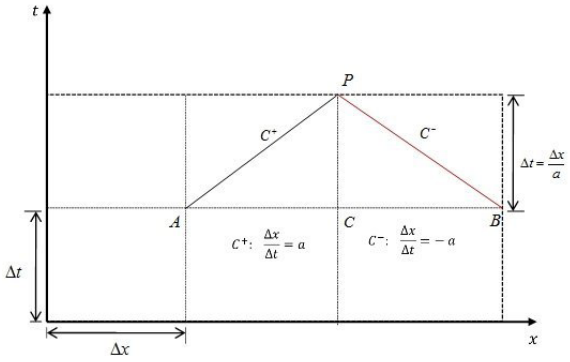


Figura 1 - Linhas características no plano xt.

2.2. Modelo de Brunone *et al.* (1991)

A mudança de algumas das hipóteses simplificadoras do modelo da coluna elástica resulta em um novo conjunto de equações diferenciais parciais. Uma das principais alterações no modelo elástico está relacionada à introdução de efeitos de atrito variável, o que se dá através do acréscimo de um termo de atrito transiente, de modo que o termo de atrito seja expresso como a composição (11):

$$h_f = h_{fs} + h_{fu} \tag{11}$$

Onde h_f indica o termo de atrito; h_{fs} é o termo de atrito associado ao regime permanente; h_{fu} representa o termo de atrito associado ao regime variável.
Um dos modelos dinâmicos de dissipação de energia é o modelo de Brunone *et al.* (1991), baseado na velocidade média, aceleração local e aceleração convectiva instantânea. Nesse modelo, a perda de carga é expressa por:

$$h_f = h_{fs} + h_{fu} = \frac{fQ|Q|}{2gDA^2} + \frac{K_3}{gA}\left(\frac{\partial Q}{\partial t} - a\frac{\partial Q}{\partial x}\right) \tag{12}$$

Onde K_3 é uma constante de amortecimento.
A consolidação do modelo depende da existência de um método para obtenção do parâmetro K_3. Existem duas formulações para a determinação desse parâmetro. Uma delas, proposta por Vardy, Brown (1996) consiste em uma expressão para o cálculo direto de K_3, dada por:

$$K_3 = 2\sqrt{C^*} \tag{13}$$

Com C^* dado por:

$$C^* = \frac{7.41}{\mathrm{Re}^{\log\left(\frac{14.3}{\mathrm{Re}^{0.05}}\right)}} \tag{14}$$

A segunda formulação, estabelecida por Karney e Brunone (1999), permite a obtenção indireta do coeficiente de amortecimento. Para isso, fazem uso da relação iterativa (15):

$$\frac{y_i}{y_{i-1}} = \left(\frac{1}{1+K_3}\right)^2 \tag{15}$$

Onde y_i e y_{i-1} são as máximas cargas piezométricas obtidas em dois períodos consecutivos, i e i-1, depois do fechamento da válvula .
O termo de atrito (12), ao ser incorporado à equação do momento (1), produz um sistema de equações diferenciais que pode ser resolvido pelo MOC. A inclusão de restrições, de modo análogo ao modelo da coluna elástica, reduz o sistema de equações diferenciais parciais a um sistema constituído por (16) e (19), de equações diferenciais ordinárias válidas para um subdomínio do plano xt:

$$C^+ = \frac{dQ}{dt} + \frac{gA}{a}\frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA(1+K_3)} = 0 \tag{16}$$

Sob a condição (17),

$$\frac{dx}{dt} = \frac{a}{(1+K_3)} \tag{17}$$

Para a condição (18):

$$\frac{dx}{dt} = -a \tag{18}$$

$$C^- : \frac{dQ}{dt} - \frac{gA}{a(1+K_3)}\frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA(1+K_3)} = 0 \tag{19}$$

Diferentemente do modelo clássico, a linha característica positiva não possui inclinação simétrica à linha caracteristica negativa (Figura 2).

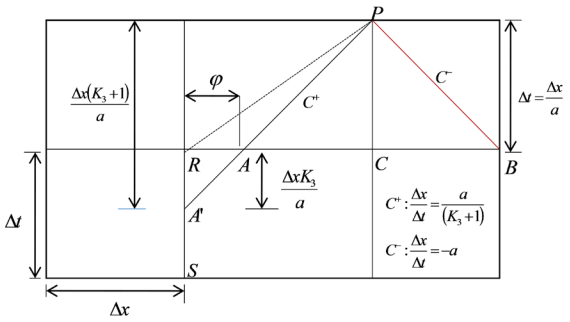


Figura 2 - linhas características para o modelo de Brunone *et al.* (1991).

De modo análogo ao modelo clássico, integram-se as equações (16) e (19) ao longo das linhas características e adota-se uma aproximação numérica de primeira ordem para a vazão, obtendo-se para a característica positiva a equação (20):

$$Q_P = Q_A - \frac{gA}{a}H_P + \frac{gA}{a}H_A - \frac{fQ_A|Q_A|\Delta t}{2DA(1+K_3)} \qquad (20)$$

Observa-se que Q_P depende dos valores de vazão e carga em A. Como A não é um ponto da malha, então é necessária uma interpolação para a determinação de Q_A e H_A. A interpolação a ser realizada é do tipo espacial e utiliza propriedades geométricas evidenciadas pela Figura 2. As fórmulas de interpolação para vazão e carga são expressas por:

$$Q_A = Q_R + \frac{K_3}{(1+K_3)}(Q_C - Q_R) \qquad (21)$$

E,

$$H_A = H_R + \frac{K_3}{(1+K_3)}(H_C - H_R) \qquad (22)$$

Para a característica negativa, a integração sob a linha BP resulta na equação:

$$Q_P = Q_B + \frac{gA}{a(1+K_3)}H_P - \frac{gA}{a(1+K_3)}H_B - \frac{fQ_B|Q_B|\Delta t}{2DA(1+K_3)} \qquad (23)$$

É importante perceber que para a característica negativa não é necessário fazer interpolação, já que o ponto B faz parte da malha. O procedimento de resolução do sistema linear é semelhante ao discutido na abordagem clássica.

2.3. Modelo de Vardy *et al.* (1993)

De acordo com este modelo, a perda de carga para o regime transitório turbulento depende da velocidade média e funções peso calculadas iterativamente, conforme a mudança de velocidade nos tempos anteriores. O termo de atrito transiente é adicionado ao termo de atrito permanente, admitindo a configuração:

$$h_f = h_{fs} + h_{fu} = \frac{fQ|Q|}{2gDA^2} + \frac{16\nu(Y_{1,t} + Y_{2,t})}{gD^2} \qquad (24)$$

Onde ν é a viscosidade cinemática do fluido.
As funções $Y_{1,t}$ e $Y_{2,t}$ são dadas por:

$$Y_i = 0 \text{ , se } t = 0 \qquad (25)$$

$$Y_{i,t} = Y_{i,t-\Delta t}\exp(-Bi\Psi^*) + A_i(V_t - V_{t-\Delta t}), \text{ se } t > 0 \qquad (26)$$

Onde A_i e B_i são constantes adimensionais, V_t e $V_{t-\Delta t}$ representam as velocidades médias na seção i nos instantes t e t-Δt.
O parâmetro ψ^* representa o tempo adimensional, dado por:

$$\Psi^* = \frac{\nu\Delta t}{R^2} \qquad (27)$$

Onde R é o raio interno do tubo.

O termo de atrito variável utiliza, através das funções $Y_{i,t'}$ as velocidades do passo de tempo anterior (t-1) e do passo de tempo corrente (t), nas seção de cálculo. Além disso, para fins práticos, as funções de recorrência $Y_{i,t}$ podem ser reformuladas em termos das vazões médias de cada seção:

Para $t > 0$, é válida a relação:

$$Y_{i,t} = Y_{i,t-\Delta t}\exp(-Bi\Psi^*) + \frac{A_i(Q_t - Q_{t-\Delta t})}{A} \qquad (28)$$

Onde Q_t e $Q_{t-\Delta t}$ representam as vazões médias na seção i nos instantes t e t - Δt, respectivamente.

Note que cada fator Y_i do passo de tempo anterior ao tempo corrente decai exponencialmente durante qualquer intervalo de tempo antes de ser incrementado pelo último termo na equação (28). Cada Y_i é obtido de forma recursiva a partir de Y_i anteriores, através da multiplicação por um fator exponencial e o acréscimo de uma parcela. Essa fórmula recursiva reduz a influência das variações de velocidades (ou vazões) incorporadas nos vários Y_i durante passos de tempo anteriores. Dessa forma, as variações de velocidade ocorridas em passos de tempo distantes do tempo de cálculo tem um peso menor do que as variações de velocidades em passos de tempo próximos ao tempo corrente.

Pode-se perceber também que a formulação de Y_i não está totalmente completa, pois os parâmetros A_i e B_i não estão definidos. Estas constantes podem ser calibradas a partir de uma função peso aproximada, dada por:

$$W_{\text{app}}(\Psi) \approx \left(A_1 e^{-B_1\Psi} + A_2 e^{-B_2\Psi}\right) \quad (29)$$

Onde $W_{app}(\psi)$ é uma aproximação para a função peso (adimensional); t^* é a medida para trás no tempo a partir do instante de tempo corrente de cálculo .

Para ψ dado por:

$$\Psi = \frac{\nu t^*}{R^2} \quad (30)$$

A incorporação do termo de atrito (24) à equação do momento e, posterior aplicação do MOC, produz o sistema de equações diferenciais ordinárias (31) e (33):

$$C^+ = \frac{dQ}{dt} + \frac{gA}{a}\frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA} + \frac{16\nu A(Y_{1,t} + Y_{2,t})}{D^2} = 0 \quad (31)$$

Para a restrição (32):

$$\frac{dx}{dt} = a \quad (32)$$

$$C^- = \frac{dQ}{dt} - \frac{gA}{a}\frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA} + \frac{16\nu A(Y_{1,t} + Y_{2,t})}{D^2} = 0 \quad (33)$$

Para a restrição (34):

$$\frac{dx}{dt} = -a \quad (34)$$

De modo análogo aos modelos discutidos anteriormente, as equações são integradas no domínio definido elas linhas características, gerando o sistema linear composto pelas equações (35) e (36):

$$Q_P = \frac{Q_A + \frac{gA(H_A - H_P)}{a} - \frac{fQ_A|Q_A|\Delta t}{2DA} - \frac{16\nu\Delta t}{D^2}\sum_{k=1}^{2}\left[Y_{(k,t-\Delta t)}e^{-B_k\Psi^*} - \left(\frac{A_k}{A}\right)Q_c\right]}{1 + \frac{16\nu A}{D^2}\left(\frac{A_1+A_2}{A}\right)\Delta t} \quad (35)$$

E,

$$Q_P = \frac{Q_B + \frac{gA(H_P - H_B)}{a} - \frac{fQ_B|Q_B|\Delta t}{2DA} - \frac{16\nu A\Delta t}{D^2}\sum_{k=1}^{2}\left[Y_{(k,t-\Delta t)}e^{-B_k\Psi^*} - \left(\frac{A_k}{A}\right)Q_c\right]}{1 + \frac{16\nu A}{D^2}\left(\frac{A_1+A_2}{A}\right)\Delta t} \quad (36)$$

3. METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido em três etapas. A primeira etapa, denominada revisão bibliográfia, teve como propósito identificar potencialidades de modelos de atrito transiente existentes. Utilizou-se como orientação para a pesquisa, a classificação proposta por Pothof (2008), onde os métodos unidimensionais de atrito variável são classificados em dois grupos: (1) Métodos com base empírica ou baseados em acelerações instantâneas, como é o caso dos métodos apresentados por Daily *et al.* (1956), Carstens e Roller (1959), Sawafat e Polder (1973) e Brunone *et al.* (1991); (2) Métodos com base física, dentre os quais destacam-se os métodos propostos por Zielke (1968) e Vardy e Brown (1993, 1995, 2003, 2004). Dessa revisão foram identificados o modelo de Brunone *et al.* (1991), de base empírica e o modelo de Vardy *et al.* (1993), com base física, com o propósito de serem comparados em etapa posterior da pesquisa. Essa comparação particular sugere uma comparação mais global entre duas classes de modelos de atrito variável.

Na segunda etapa, foi desenvolvida uma rotina computacional para automatização dos processos de simulação do transiente hidráulico com a consideração de atrito variável. Foi elaborado um algoritmo que permitisse a integração do modelo da coluna elástica aos modelos de atrito de Brunone *et al.* (1991) e Vardy *et al.* (1993). Além disso, na elaboração do simulador, foram definidos os valores dos parâmetros dos modelos de atrito transiente. Para o modelo de Vardy *et al.* (1993), foram utilizados parâmetros calibrados pelos autores, válidos para condições de escoamento típicas em sistemas hidráulicos simples. Para o parâmetro K_3 do modelo de Brunone *et al.*

(1991), foram empregadas duas formulações distintas, sujeitas a comparação: equação de Karney e Brunone (1999) e a formulação de Vardy, Brown (1996).
Em seguida, na terceira etapa da pesquisa, foi estabelecida a comparação entre os modelos de atrito variável implementados no simulador. Para verificar adequabilidade dos modelos de atrito variável na descrição do transiente hidráulico, foram utilizados resultados experimentais extraídos das publicações de Pezzinga e Scandura (1995) e Bergant e Simpson (1994). Os sistemas empregados por esses autores consistem em estruturas de topologia simples, compostas por reservatório-tubo-válvula. A partir daí, identificou-se o modelo de atrito transiente mais adequado a esse tipo de sistema.

4. SIMULAÇÕES E RESULTADOS

Com a finalidade de comparar os modelos de Brunone *et al.* (1991), Vardy *et al.* (1993) e o modelo elástico, foram utilizados dados experimentais obtidos por Pezzinga e Scandura (1995), em um ensaio de dois segundos, para um nó próximo à válvula do sistema. Outras informações relativas ao sistema são apresentadas na Tabela 1.
No Gráfico 1 são apresentados os resultados das simulações realizadas com base no sistema de Pezzinga e Scandura (1995).
Pode-se notar que o modelo de Vardy *et al.* (1993) não apresentou nenhuma diferença significativa em relação ao modelo clássico. Por outro lado, sua utilização é computacionalmente mais dispendiosa do que a do modelo clássico (coluna elástica). O que indica, pelo menos para esse sistema, que a utilização do modelo elástico é preferível em relação ao modelo de atrito variável de Vardy *et al.* (1993).
O modelo de Brunone *et al.* (1991), considerando a formulação de Karney e Brunone (1999) para o coeficiente de amortecimento, reproduziu com melhor precisão o efeito de atenuação da onda de pressão. Por outro lado, a consideração do coeficiente de amortecimento segundo Vardy, Brown (1996) apresentou uma dispersão e atenuação incompatíveis com os dados experimentais.

Tabela 1 - Dados para o sistema experimental de Pezzinga e Scandura (1995).

Vazão	Diâmetro	Celeridade	Comprimento da tubulação	Coeficiente de atrito	Carga máxima na válvula	Tempo de fechamento da válvula
0.0006 m³/s	0.0532 m	1360.00 m/s	77.80 m	0.033	52.61 m	0.04 s

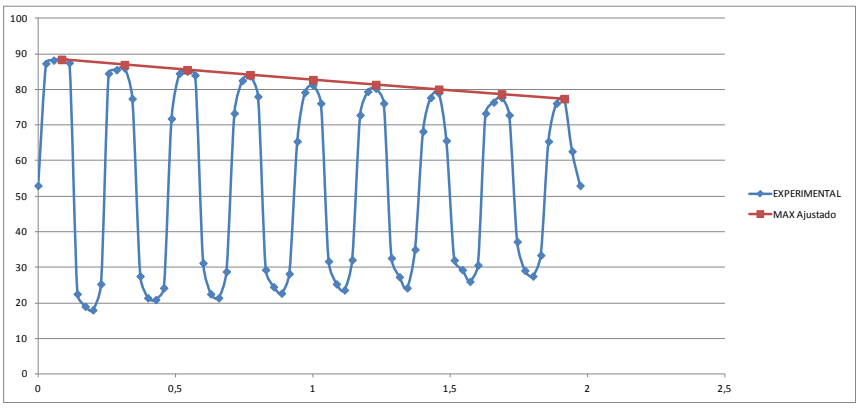


Gráfico 1 - Cota piezométrica no nó próximo à válvula: Dados experimentais e resultados numéricos resultantes da consideração de fator de atrito variável.

De modo a conferir um maior suporte às conclusões relacionadas a adequabilidade dos modelos de atrito variável, foram utilizados, também, dados experimentais obtidos em testes independentes executados por Bergant e Simpson (1994), em um sistema hidráulico similar ao de Pezzinga e Scandura (1995). As informações específicas desse sistema estão representadas na Tabela 2:

No Gráfico 2 são apresentados, em forma de gráfico, os resultados numéricos referentes às propostas de atrito variável para o sistema de Bergant e Simpson (1994):

Os comportamentos observados no Gráfico 2 são semelhantes aos observados no sistema de Pezzinga e Scandura (1995). Neste caso, a atenuação devida ao termo de atrito de Vardy *et al.* (1993) se tornou mais evidente, porém , ainda se encontra muito próxima daquela prevista pelo modelo da coluna elástica. Pode-se observar, também, que no pico inicial todos os modelos coincidem em seus valores de carga.

O modelo de Brunone *et al.* (1991), com coeficiente de amortecimento dado pela equação de Karney e Brunone (1999), confirmou sua superioridade em relação aos demais, para os casos estudados. Reproduziu com melhor precisão o efeito de atenuação da onda de pressão.

Tabela 2 - Dados para o sistema experimental de Bergant e Simpson (1994).

Vazão	Diâmetro	Celeridade	Comprimento da tubulação	Coeficiente de atrito	Carga máxima na válvula	Tempo de fechamento da válvula
0.000114 m³/s	0.0220 m	1319.00 m/s	37.20m	0.036	29.72 m	0.009 s

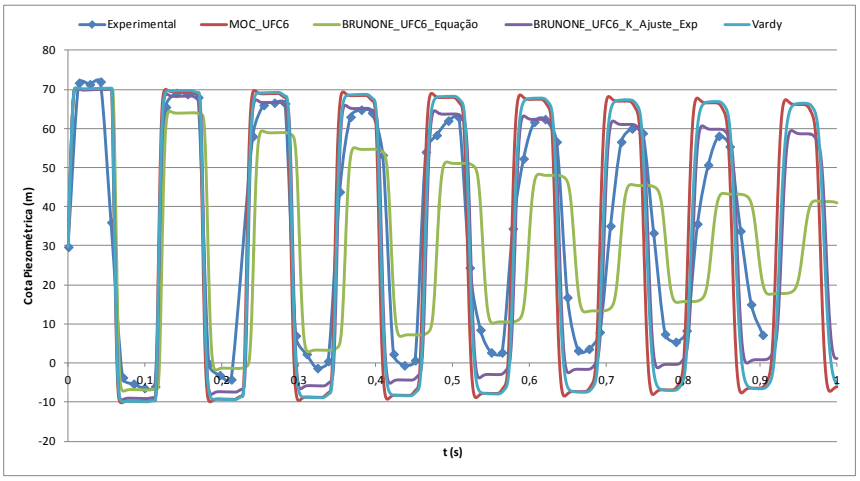


Gráfico 2 - Cota piezométrica no nó próximo à válvula: Dados experimentais e resultados numéricos resultantes da consideração do fator de atrito variável.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste artigo foram desenvolvidos simuladores para a descrição do transiente hidráulico turbulento com a consideração de efeitos dinâmicos friccionais de dissipação de energia. Os modelos implementados consistem, basicamente, na inclusão de um termo de atrito variável ao termo de atrito quasi-permanente na equação do momento do modelo da coluna elástica. Foram elaborados simuladores considerando os modelos de atrito transiente de Brunone *et al.* (1991), baseado na aceleração instantânea e de Vardy *et al.* (1993), baseado em funções peso de velocidades, cujos resultados numéricos foram comparados aos resultados de testes experimentais em sistemas simples, apresentados por Pezzinga e Scandura (1995) e Bergant e Simpson (1994).

Das análises e comparações realizadas, foi averiguado que o modelo de Brunone *et al.* (1991), com formulação de coeficiente de amortecimento dada por Karney e Brunone (1999), mostrou-se mais adequado em relação aos demais na descrição do comportamento da onda de pressão. A sua maior precisão na descrição do transiente hidráulico, para os cenários analisados, torna-o desejável para aplicações em métodos de detecção de vazamentos baseados no transiente de pressão. Além disso, por representar de modo mais preciso os efeitos de atenuação, esse modelo fornece suporte técnico para um dimensionamento economicamente menos dispendioso, sem que haja perdas significativas na segurança do projeto.

Uma sugestão para pesquisas futuras seria a avaliação dos modelos de Vardy *et al.* (1993) e de Brunone *et al.* (1991) para diversos regimes de escoamento, considerando um intervalo amplo de números de Reynolds iniciais. Além disso, sugere-se a investigação de transientes hidráulicos em cenários de desligamento ou acionamento do conjunto moto-bomba. Outro aspecto a ser trabalhado, seria a aplicação em sistemas de topologia mais complexa, como é o caso das redes de distribuição de água.

BIBLIOGRAFIA

BERGANT, A.; SIMPSON, A. R. (1994). Estimating Unsteady Friction in Transient Cavitating Pipe flow. Proceedings of the 2nd International Conference on Water Pipeline systems. Edinburgh.

BERGANT, A.; TIJSSELING, A. S.; VÍTKOVSKÝ, J. P.; COVAS, D. I. C.; SIMPSON, A. R.; LAMBERT, M. F. (2008). Parameters affecting water-hammer wave attenuation, shape and timing—Part 2: Case studies. Journal of Hydraulic Research Vol. 46, n. 3, p. 382–391.

BRUNONE, B.; GOLIA, U. M.; GRECO, M. Modelling of Fast Transients by Numerical Methods. In: CABRERA, E. e FANELLI, M. (1991). Proceedings of the International Meeting on Hydraulic Transients and Water Column Separation, 1991. Valencia. p.273-280.

CARSTENS, M. R.; ROLLER, J. E. (1959). Boundary-shear stress in Unsteady Turbulent Pipe Flow. Journal of the Hydraulics Division, v.85 n. HY2, p. 67-81.

CHAUDHRY, M. H. (1987). Applied Hydraulic Transients. 2nd. New York: Van Nostrand Reinhold Company.

DAILY, J. W.; HANKEY, Jr., W. L.; OLIVE, R. W.; JORDAAN, Jr., J. M. (1956). Resistance Coefficients for Accelerated and Decelerated Flows Through Smooth Tubes and Orifices. Journal of Basic Engineering, v. 78, n. 7, p. 1071-1077.

GHIDAOUI, M. S.; ZHAO, M.; McINNIS, D. A.; AXWORTHY, D. H. (2005). A Review of Water Hammer Theory and Practice. Applied Mechanics Reviews, v.58, p.49-76.

HOLMBOE, E. L.; ROULEAU, W. T. (1967). The Effect of Viscous Shear on Transients in Liquid Lines. Journal of Basic Engineering, v.89, n.1, p.174-180.

KARNEY, B. W.; BRUNONE, B. (1999). Water Hammer in Pipe Network: Two Case Studies. In: SAVIC, D. A. e WALTERS, G. A. (Ed.). Water Industry Systems: Modelling and Optimization Applications: Research Studies Pre.

PEZZINGA, G.; SCANDURA, P. (1995). Unsteady flow in Installations with polymeric additional pipe. Journal of Hydraulic Division. V.121, n.11, 802-811.

POTHOF, I. (2008). A turbulent approach to unsteady friction. Journal of Hydraulic Research V. 46, n. 5, p. 679–690.

SAWFAT, H. H.; POLDER, J. (1973). Friction-frequency dependence for oscillatory flows in circular pipe. Journal of Hydraulic Division, V. 99 n.HY11, p. 1933–1945.

SOARES, A. K. Calibração e Detecção de Vazamentos em Modelos de Sistemas Hidráulicos no Escoamento Transitório. 2007. 336 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

VARDY, A. E.; BROWN, J. M. B. (1995). Transient, Turbulent, Smooth-Pipe Friction. Journal of Hydraulic Research, v. 33, n.4, p.435- 456.

VARDY, A. E.; BROWN, J. M. B. On Turbulent, Unsteady, Smooth-Pipe Friction. Proceedings of the

7th. International Conference on Pressure Surges and Fluid Transients in Pipelines and Open Channels, 1996. Harrogate. BHR Group.

VARDY, A. E.; BROWN, J. M. B. (2003). Transient, Turbulent friction in Smooth Pipe Flows. Journal of Sound and Vibration, v. 259, n.5, p.1011 – 1036.

VARDY, A.E., BROWN, J.M.B. (2004). Transient turbulent friction in fully rough pipe flows. Journal of Sound and Vibration v. 270(1–2), p. 233–257.

VARDY, A. E.; HWANG, K. L.; BROWN, J. M. B. (1993). A Weighting Function Model of Transient Turbulent Pipe Friction. Journal of Hydraulic Research, v. 31, n. 4, p. 533-548.

VÍTKOVSKÝ, J. P. ; LAMBERT, M. F.; SIMPSON, A. R.; BERGANT, A. (2000). Advances in Unsteady Friction Modelling in Transient Pipe Flow. In: ANDERSON, A. (ed.): VIII International Conference on Pressure Surges: Safe Design and Operation of Industrial Pipe Systems, The Hague, The Netherlands. BHR Group 2000 Pressure Surges, Publications v.1, n.39, p.471-482.

ZIELKE, W. (1968). Frequency-Dependent Friction in Transient Pipe Flow. Journal of Basic Engineering, v. 90, n. 1, p. 109-115.

AVALIAÇÃO DAS VULNERABILIDADES RADIOLÓGICAS NA BACIA DO RIO MONDEGO E PROTEÇÃO DOS ECOSSISTEMAS DULÇAQUÍCOLAS

EVALUATION OF RADIOLOGICAL VULNERABILITIES IN THE BASIN OF RIVER MONDEGO AND PROTECTION OF FRESHWATER ECOSYSTEMS

Fernando P. Carvalho
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica /// Instituto Superior Técnico (IST/CTN), Universidade de Lisboa /// E-mail: carvalho@itn.pt

João M. Oliveira
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica /// Instituto Superior Técnico (IST/CTN), Universidade de Lisboa

Margarida Malta
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica /// Instituto Superior Técnico (IST/CTN), Universidade de Lisboa

RESUMO: Os resultados da monitorização da radioatividade na bacia do Rio Mondego, efetuada em 2012, são apresentados com detalhe. Estes resultados comprovam a existência de escombros com elevadas concentrações de radionuclidos em vários sítios de antigas minas de urânio localizados junto de afluentes do Rio Mondego. Alguns destes sítios mineiros foram já objeto de intervenções de remediação ambiental com a finalidade de reduzir a dispersão da radioatividade. No entanto, as análises da água do Mondego mostraram, em época de caudal elevado, que os valores de concentrações de radionuclidos dissolvidos foram relativamente baixos, embora as concentrações determinadas na matéria em suspensão e nos sedimentos do leito do Mondego e de vários afluentes tenham revelado a persistência da contaminação radioativa. Como muitos dos sítios das antigas minas de urânio não foram intervencionados, e neles subsistem escombreiras com materiais radioativos, assinalam-se as principais vulnerabilidades da bacia do Rio Mondego no tocante à contaminação radioativa. Para assegurar a proteção eficaz da bacia hidrográfica do Mondego há ainda necessidade de introduzir o recurso a zonas húmidas para tratamento suplementar das águas de minas já tratadas quimicamente, e antes da sua descarga para as linhas de água.

Palavras-chave: Bacia do Mondego; Qualidade da água; Minas de urânio; Radioatividade; Rio Dão

ABSTRACT: The results of radioactivity monitoring in the Mondego River basin, performed in 2012, are presented in detail. These results confirm the presence of uranium waste with high concentrations of radionuclides in various former uranium mine sites located near River Mondego tributaries. Some of these mine sites have been the subject of environmental remediation measures in order to reduce the dispersion of radioactivity. However, analyzes of Mondego water in high flow season showed that values of dissolved radionuclide concentrations were relatively low, although concentrations in the suspended matter and in riverbed sediments of Mondego and tributaries have shown the persistence of radioactive contamination. As many of the sites of former uranium mines were not remediated yet and radioactive waste materials remain there, the main vulnerabilities of the basin Rio Mondego with regard to radioactive contamination were assessed. To ensure effective protection of Mondego watershed the use of wetlands for further treatment of chemically treated mine water is justified.

Keywords: Mondego Basin; Water quality; Uranium mining; Radioactivity; River Dão

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do Rio Mondego proporciona um caudal hidrológico de 108 m^3/s na foz, tem instalada uma capacidade de produção de energia hidroelétrica de 110 MW e com as albufeiras das Barragens da Aguieira e de Fagilde abastece com água de consumo a população da região centro, o que por si só chegaria para mostrar a importância desta bacia. Além disso, é uma importante região agrícola, oferecendo boas condições para produção florestal e vinícola, e suporta diversas indústrias, incluindo o turismo e estações termais.

A intensa atividade mineira do século XX na região centro-norte do país deixou um legado de sítios com escombros de minas de urânio, estanho, volfrâmio que são fontes potenciais de contaminação ambiental. Na bacia do Mondego situam-se cerca de duas dezenas de antigas minas de urânio, sendo as mais conhecidas as da Urgeiriça, Cunha Baixa, Quinta do Bispo, Castelejo, Boco, Vale da Abrutiga e Mondego Sul. Vários destas antigas explorações mineiras situam-se junto de linhas de água e de ribeiras afluentes do Rio Mondego, e algumas situam-se mesmo a muito curta distância do Mondego e da albufeira da Aguieira.

A atividade de extração e processamento de minérios radioativos cessou em 2001 sem que as áreas das concessões mineiras de urânio e instalações de processamento do minério tivessem sido limpas e encerradas de acordo com as boas práticas e recomendações internacionais (IAEA, 2006). Os estudos ambientais efetuados mostraram que as escorrências superficiais com lixiviados das escombreiras de resíduos de urânio e as descargas de águas de minas para as linhas de água transportam radionuclidos na fase solúvel e na fase particulada e que estes radionuclidos alcançam o Rio Mondego (Carvalho *et al.*, 2007a, 2007b, 2009a; Falcão *et al.*, 2005, 2007). Para reduzir o impacto ambiental e o risco para a saúde pública dos resíduos radioativos, alguns sítios mineiros foram já objeto de obras de remediação ambiental e ali foram instaladas, ou modernizadas, estações de tratamento das águas contaminadas (EDM, 2011).

Em 2012, tal como em vários anos anteriores, procedeu-se á monitorização da radioatividade na bacia do Rio Mondego, incluindo-se nessa monitorização alguns dos seus afluentes. Neste trabalho apresentam-se os resultados e assinalam-se as principais vulnerabilidades na bacia do Mondego no tocante à contaminação radioativa.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área do estudo

Na bacia do Rio Mondego existem várias antigas minas de urânio e sítios de processamento do minério resultantes da intensa atividade de exploração de minérios radioativos que decorreu de 1908 até 2001. Após a cessação da Empresa Nacional do Urânio (ENU-SA), iniciou-se um período de avaliação da contaminação radioativa ambiental e inventariação dos escombros e sítios contaminados (Figura 1). Os escombros mineiros, geralmente empilhados à superfície e ao lado da mina, foram estimados em 13 milhões de toneladas. Os escombros do processamento e tratamento químico do minério radioativo para extração do urânio («milling tailings»), foram estimados em 3 milhões de toneladas, a maioria dos quais depositados na zona da Urgeiriça, mas existentes também noutros locais junto das antigas minas da Senhora das Fontes, Forte Velho e Bica (Carvalho 2003a, 2003b, 2010a, 2011; Baptista, 2005; Nero *et al.*, 2005).

Em 2012 foi dada continuação à monitorização das áreas das antigas minas de urânio, incluindo áreas em que foram efetuados trabalhos de remediação ambiental e áreas onde não foram ainda efetuados trabalhos de remediação. Deu-se particular atenção à bacia hidrográfica do Rio Mondego na qual existem vários locais com escombros mineiros e escombros do tratamento químico do minério, designadamente na zona da Urgeiriça que foi objeto de um plano de remediação ambiental e cobertura das escombreiras para prevenir o arrastamento de materiais radioativos para as linhas de água (Figura 1). Também situadas na bacia do Mondego incluem-se a mina de Vale da Abrutiga, que foi já fechada e selada, e a mina da Cunha Baixa que está em fase de obras de remediação. Estas obras deverão assegurar o isolamento dos resíduos radioativos e reduzir a contaminação ambiental (EDM, 2011). Contudo, na mesma bacia hidrográfica existem escombros e importantes sítios mineiros não intervencionados, tais como Quinta do Bispo, Castelejo e Boco, com potencial para causar uma significativa contaminação ambiental.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em maio de 2014, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em março de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 47-58, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-5

2.2. Amostragem

A monitorização ambiental efetuada assentou sobretudo na recolha de amostras ambientais nas áreas selecionadas e sua análise no laboratório para determinação das concentrações dos radionuclidos.
Na bacia hidrográfica do Rio Mondego incluindo os afluentes selecionados, i.e., Ribeira de Linhares, Ribeira do Boco, Ribeira do Castelo, Ribeira da Pantanha, procedeu-se à recolha de amostras de água e sedimentos do leito. Nalgumas zonas procedeu-se à amostragem de escombros mineiros e à medição da dose de radiação ambiente com um monitor portátil Thermo Scientific FH-40. Procedeu-se, ainda, à análise da água de consumo das redes públicas, amostradas em várias localidades da região.
Em cada ponto de amostragem foram registadas as coordenadas GPS do local, as características das amostras e, no caso das amostras de água, foram efetuadas no local as determinações dos principais parâmetro físicos-químicos. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada em duas missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em maio e novembro de 2012.

2.3. Preparação e análise das amostras

As amostras de água foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0.45 µm de poro, para análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtrada foram acidificadas com HNO_3 a pH<2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório. Os filtros com a matéria em suspensão foram guardados em embalagens devidamente identificadas. As amostras de solos e de escombros mineiros foram secas a 60º C, e peneiradas através de crivos com 63 µm de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração inferior a 63 µm para as análises de radionuclidos.

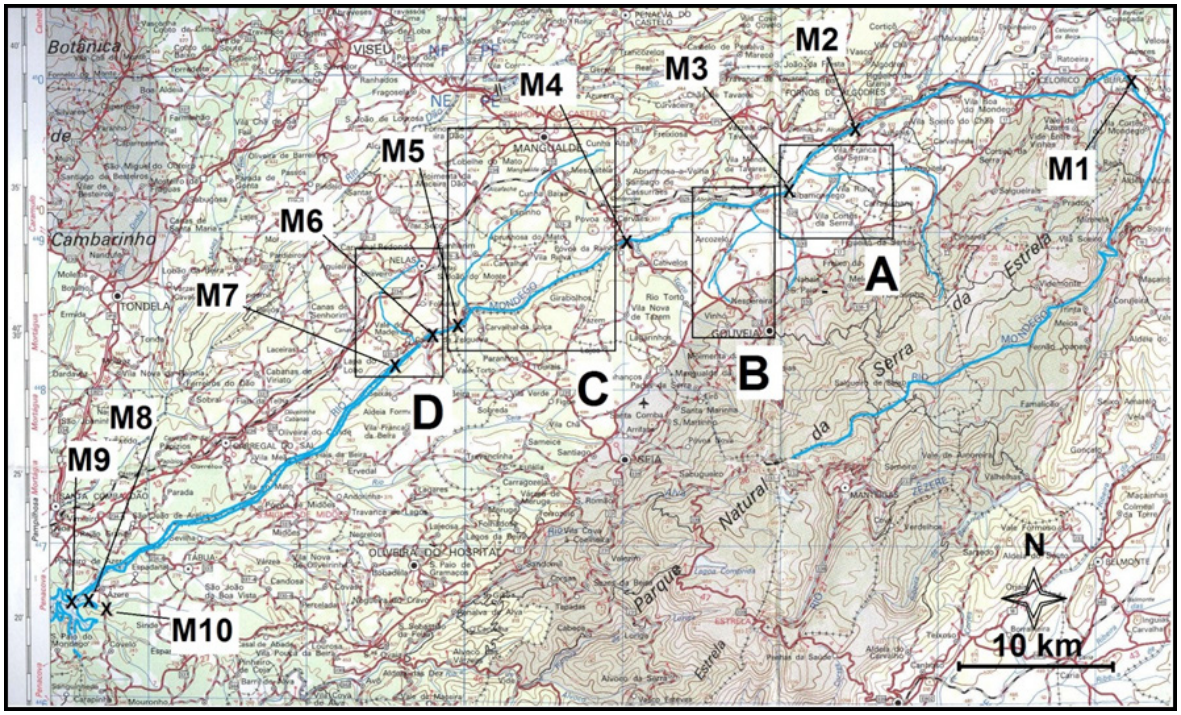


Figura 1 - Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego desde a nascente até à Barragem da Aguieira. M1 a M10, estações de recolha de amostras ao longo do Mondego. A, B, C, D indicam as sub-bacias dos afluentes do Rio Mondego estudados com mais pormenor e que são Ribeira de Linhares, Ribeira do Boco, Ribeira do Castelo e Ribeira da Pantanha, respetivamente (ampliadas nas figuras seguintes).

2.4. Determinação dos radionuclidos

Após homogeneização, foram retiradas alíquotas das amostras para análise e às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U, ^{229}Th, ^{224}Ra, ^{209}Po e Pb estável). De seguida, no caso das amostras de água procedeu-se à co-precipitação dos radionuclidos com MnO_2 e recuperação do precipitado. No caso dos filtros com a matéria em suspensão e outras amostras de sólidos, procedeu-se à dissolução total das amostras em HNO_3, HCl e HF, seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos separados foram electro-depositados em discos metálicos, de aço inox ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detectores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e detalhadamente descritas na literatura científica (Carvalho *et al.*, 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira, 2007b). Os resultados foram expressos em mBq/L ou Bq/kg (1 Bq= uma desintegração nuclear por segundo).

O controlo de qualidade analítica foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações conhecidas e através da participação em exercícios de inter-comparação laboratorial periodicamente organizados pela Agencia Internacional de Energia Atómica (IAEA) e pelo Institute of Reference Methods and Materials (IRRM) do Joint Research Centre da EU (Pham *et al.*, 2006; Richter *et al.*, 2006; Povinec *et al.*, 2007; Carvalho and Edge, 2013).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Radioatividade em escombros mineiros

As análises efetuadas nos escombros mineiros e resíduos do tratamento do minério indicaram elevada concentração em atividade dos radionuclidos da família do urânio (^{238}U) e sempre muito superior ao tório (^{232}Th). Os radionuclidos descendentes do urânio apresentaram sempre concentrações mais altas nos resíduos de minério processado ("rejeitados") enquanto as lamas de precipitação de radionuclidos nas águas de processo e águas de mina contaminadas apresentaram valores mais elevados de urânio que os seus descendentes radioativos (Tabela 1).

Estes escombros mineiros e lamas do tratamento das águas de minas estão depositados à superfície e expostos à erosão, incluindo lixiviação e arrastamento superficial de materiais para as linhas de água. As escombreiras de resíduos do urânio representam vários milhões de toneladas e, para além dos isótopos de urânio (^{238}U $T_{1/2}$=4.5x10^9 anos), contêm radionuclidos tais como o ^{230}Th ($T_{1/2}$= 75380 anos) e o ^{226}Ra ($T_{1/2}$=1600 anos) que têm períodos de semi-desintegração muito longos e representam, pois, um risco radiológico muito prolongado.

3.2. Radioatividade nos afluentes Ribeira de Linhares, Ribeira do Boco, Ribeira do Castelo, Ribeira da Pantanha

A Ribeira de Linhares situada na margem esquerda do rio Mondego e no concelho de Gouveia, drena uma área onde se localizam as antigas minas de urânio do Castelejo (Figura 2).

Tabela 1 – Concentração dos radionuclidos em escombros mineiros e lamas de tratamento de águas de mina em sítios de minas de urânio na bacia do Rio Mondego.

Designação	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Mina da Quinta do Bispo, Escombros	13873±585	14280±602	71332±4419	134635±9192	39886±1950	39886±1950
Urgeiriça, Barragem Nova, Lamas	17646±769	17187±750	17743±790	8954±1054	10179±316	10179±316
Mina do Castelejo, Lamas, VC4	13403±694	13473±698	5436±163	4294±270	3600±190	3600±190
Mina da Ribeira do Boco, Escombros, RB0	3257±94	3263±94	3082±121	2096±180	2310±97	2310±97
Solo agrícola, Região de Nelas	211±7	201±7	128±6	140±8	227±8	117±6

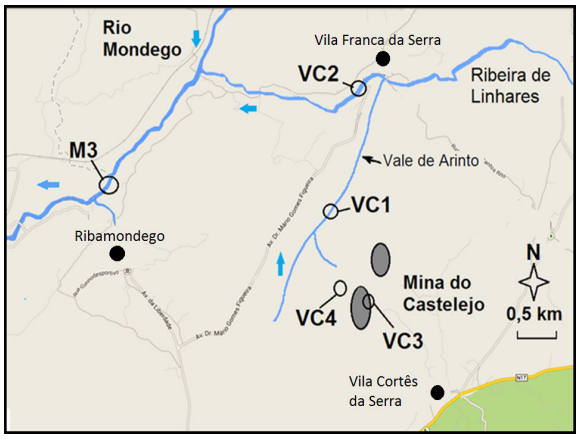


Figura 2 - Ribeira de Linhares, e amostragem na zona de Vila Cortês da Serra e Ribamondego.

Estas minas estão encaixadas na serra e foram exploradas a céu aberto, tendo restado dessa atividade duas grandes crateras e uma escombreira de resíduos de volume considerável que testemunham a importante atividade mineira passada. A cratera do lado Norte transformou-se numa lagoa permanente, enquanto a cratera do lado Sul, também invadida pelas águas, tem sido repetidas vezes esvaziada para se proceder à neutralização de águas ácidas. Durante vários anos, até 2003, uma estação de tratamento das águas ácidas e contaminadas da cratera sul esteve em operação intermitente. As lamas resultantes da neutralização destas águas de mina eram decantadas em tanques escavados no local (bacias de decantação), e transferidas para bacias de evaporação do lado Oeste da cratera. As águas não tratadas ("overflow") e as águas tratadas, juntamente com escorrências superficiais das bacias de lamas, fluem para Oeste descendo pela encosta e por infiltração até alcançarem a linha de água de Vale do Arinto, uma linha de água sazonal que corre de Vila Cortês da Serra para Norte juntando-se à Ribeira de Linhares antes da confluência com o Rio Mondego.

Nas courelas de aluvião existentes ao longo do Vale de Arinto há vários poços de irrigação que recebem a drenagem superficial e infiltração da Mina do Castelejo. As análises de água filtrada e da matéria em suspensão desta linha de água não revelaram uma contaminação radioativa apreciável, i.e., acima de valores que podem ser considerados valores do fundo radioativo da região. Ou seja, o percurso das escorrências da mina do Castelejo encosta abaixo fornece, aparentemente, uma filtração natural à água da mina. Esta, por sua vez, na atualidade já não é tão contaminada como foi no passado pois houve renovação da água das crateras mineiras e foi efetuada a neutralização da água da mina durante vários anos. No entanto as concentrações de radionuclidos nas lamas das bacias de evaporação (VC4), depositadas em superfície, foram muito elevadas, atingindo 13403±694 Bq/kg para o ^{238}U. Já na água da cratera mineira (VC3) a concentração do ^{238}U foi de 49.0±1.3 mBq/L e o valor mais elevado de ^{238}U na água de Vale do Arinto (VC1) foi 37.1±1.0 mBq/L (Tabela 2).

A Ribeira do Boco, afluente da margem esquerda do rio Mondego e situada no concelho de Gouveia, tem a nascente na cratera da antiga mina de urânio designada por Mina do Boco, corre para norte atravessando três outras crateras adicionais da antiga exploração mineira, e irriga as courelas de Arcozelo da Serra, antes de se juntar com a Ribeira de S. Paio e confluírem no Mondego. A bacia desta Ribeira do Boco tem importantes campos de cultivo, actualmente usados para pastagem de rebanhos de ovinos dando suporte ao fabrico de queijo na região (Figura 3).

Junto à cratera mineira principal está situada a escombreira de resíduos mineiros com um volume estimado em cerca de 30 000 m^3. A escombreira está situada no ponto mais alto do terreno e as chuvas originam o arrastamento de materiais contaminados para a cratera mineira e para a Ribeira do Boco.

A Ribeira do Boco foi amostrada em Maio, quando o caudal era muito reduzido, e de novo em Novembro, quando o caudal era abundante devido às chuvas do Outono. O caudal elevado correspondeu a concentrações mais baixas de todos os radionuclidos na fase solúvel e também na matéria em suspensão, possivelmente devido a diluição originada pelo importante caudal da ribeira e pelas partículas do solo arrastadas pelas chuvas recentes. As concentrações dos radionuclidos na água, matéria em suspensão e sedimentos do leito são apresentadas nas Tabelas 2, 3 e 4.

A dose de radiação ambiente sobre a escombreira de resíduos atingiu os 1 130 nGy/h, enquanto nos terrenos circundantes foi de cerca de 340 nGy/h. As concentrações de radionuclidos nos materiais da escombreira (escombros RB0) foram elevadas e, por exemplo, para o ^{226}Ra foram de 2 096±189 Bq/kg, ou seja no presente são apenas 2/3 da atividade do ^{230}Th seu progenitor, indicando assim que 1/3 da atividade de ^{226}Ra (mais solúvel que o tório) foi lixiviada pelas chuvas (Tabela 1). Naturalmente que os materiais da escombreira têm concentrações mais elevadas que os terrenos no leito e nas margens da ribeira a jusante do local (Tabela 4).

A Ribeira do Boco ao atravessar os aluviões do troço médio do seu percurso alimenta vários poços superficiais de rega das courelas. A infiltração da água da ribeira e percolação nos terrenos de aluvião facilitam a dissolução de radionuclidos dos sedimentos ali acumulados durante os anos de operação da mina de urânio do Boco. Assim, a água de poços situados na margem e a pouca distância da ribeira, coando esses

Tabela 2 – Concentração dos radionuclidos (mBq L^{-1}) na fase dissolvida (< 0.45 µm) na água do Rio Mondego e de vários ribeiros afluentes.

Designação	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Água VC1. V. Cortês. V. de Arinto [a]	37.1±1.0	1.7±0.1	5.6±0.4	18.5±1.7	7.2±0.5	9.6±0.5
Água VC2. Rib. Linhares [a]	9.8±0.3	0.44±0.05	2.1±0.2	7.0±0.5	2.3±0.2	3.4±0.2
Água RB1. Rib. do Boco [b]	132±3	127±3	6.4±0.4	18.3±1.2	18.0±1.0	14.5±0.7
Água RB5. Rib. do Boco [b]	24.1±0.6	23.7±0.6	3.2±0.3	15.1±0.9	5.4±0.3	8.9±0.3
Água CB1. Rib. Castelo - Mesquitela [a]	22.8±0.7	0.94±0.10	1.5±0.2	29.6±2.6	11.4±0.7	26.7±1.1
Água CB2. linha água. C. Baixa [a]	2350±118	103.0±61	1.1±0.1	249±17	76.9±3.7	9.4±0.4
Água CB5. Rib. Castelo - P. Luzianes [a]	57.7±1.8	2.8±0.2	3.2±0.2	25.4±2.3	3.2±0.2	4.5±0.3
Água M5. R. Mondego - C. Loiça [a]	13.7±0.4	14.1±0.4	0.93±0.22	15.4±1.0	5.0±0.3	5.2±0.3
Água RP1. Rib. Pantanha - Urgeiriça [a]	19.5±0.7	0.94±0.08	5.5±0.4	13.2±1.0	10.1±0.8	7.0±0.4
Água RP3. Rib. Pantanha - C. Felgueira [a]	782±24	35.2±1.4	3.6±0.3	29.0±1.9	4.8±0.4	9.1±0.3
Água M8. R. Mondego - B. Aguieira [a]	9.1±0.3	0.34±0.04	0.45±0.07	4.6±0.3	1.7±0.1	3.1±0.2
Água M9. R. Mondego - B. Aguieira [a]	10.2±0.4	0.40±0.07	0.31±0.04	4.0±0.5	1.04±0.08	2.2±0.1
Água M10. Mina Mondego Sul [a]	868±42	83.5±4.80	0.19±0.04	443±34	102±5	5.9±0.2
Amostragens efetuadas a: [a] 26.11.2012; [b] 25.05.2012						

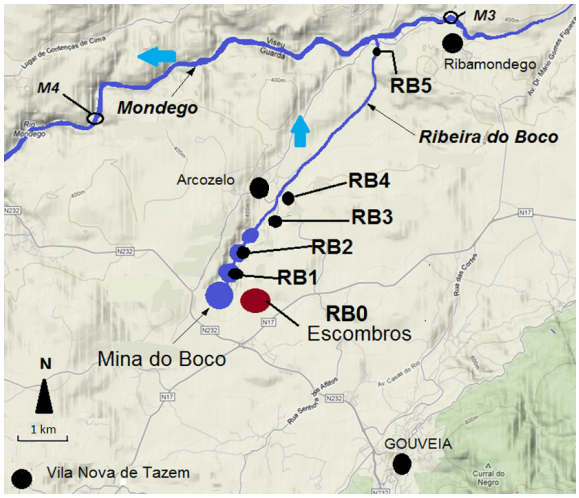


Figura 3 - Ribeira do Boco e amostragem na zona de Arcozelo da Serra.

lixiviados, apresentou concentrações mais elevadas que a água da ribeira. O funcionamento de um areeiro nas crateras da mina do Boco nos anos 90 e início da década de 2000, efectuando lavra e lavagem (crivagem de areão) terá contribuído para as concentrações mais elevadas nos terrenos e na água dos poços de irrigação nestes aluviões da ribeira. O pasto recolhido nesses campos, pasto natural e azevém plantado para alimentação de rebanhos de ovinos, apresentaram concentrações de radionuclidos acima de valores medidos no pasto de uma zona escolhida como referencia, em Vila Nova de Tazem, devido à acentuada transferência de radionuclidos do solo para as plantas, em especial do ^{226}Ra e do ^{210}Pb (Carvalho *et al.*, 2014).

Com a colaboração dos Serviços de Veterinária da região centro tivemos acesso a amostras de órgãos de três ovelhas criadas na zona da Ribeira do Boco, e outras três ovelhas da zona de Vila Nova de Tazem. Os resultados das análises destes órgãos internos (fígado, encéfalo, rim, musculo) mostraram que há uma maior concentração de radionuclidos nas ovelhas da Ribeira do Boco. Estas concentrações reflectem a transferência de radionuclidos dos solos para o pasto e do pasto, por ingestão, para os tecidos dos ovinos (Carvalho *et al.*, 2014).

Tabela 3 – Atividade específica (Bq kg^{-1} peso seco) de radionuclidos na matéria em suspensão (> 0.45 µm) na água do Rio Mondego e vários afluentes.

Designação	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Partículas VC1 [a]	25801±740	24910±720	7135±1419	11613±1643	21096±1408	21586±1189
Partículas RB1 [b]	2814±72	2753±70	1061±55	952±61	2384±126	2148±74
Partículas RB5 [b]	2403±55	2349±54	1737±97	1565±70	2519±141	3278±103
Partículas CB1 [a]	984±27	959±26	300±13	939±45	1322±56	1235±58
Partículas CB2 [a]	67225±2081	64486±1997	1981±87	2958±119	10793±477	5254±296
Partículas CB5 [a]	3293±102	3381±105	1248±53	2724±182	1855±101	1964±128
Partículas M5 [a]	2346±63	2328±63	723±38	940±88	2462±113	2634±120
Partículas RP1 [a]	13903±387	14410±399	40563±2089	76113±4183	69286±3261	69380±2560
Partículas RP3 [a]	12945±396	13152±402	1261±76	1188±78	1830±111	2794±112
Partículas M8 [a]	1646±44	1542±42	534±29	692±35	1563±70	1254±62
Partículas M9 [a]	6718±241	6467±233	1450±72	3890±247	4579±240	3772±214
Partículas M10 [a]	241862±6797	226994±6406	7158±342	19210±1432	224514±9300	166232±9953
Amostragens efetuadas a: [a] 26.11.2012; [b] 25.05.2012						

Tabela 4 – Concentração dos radionuclidos (Bq kg^{-1} peso seco) em sedimentos, fração <63 µm, do leito do Rio Mondego e vários dos seus afluentes.

Designação	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Sedimento VC1 [a]	1729±56	1733±56	1677±76	1474±108	1465±87	1465±87
Sedimento VC2 [a]	698±23	712±24	676±50	558±62	506±35	506±35
Sedimento RB1 [b]	1058±29	1040±29	804±52	713±62	958±43	958±43
Sedimento CB1 [a]	329±10	326±10	343±14	258±25	256±11	256±11
Sedimento CB2 [a]	5195±226	5127±223	3408±118	2657±161	2696±164	2696±164
Sedimento M5 [a]	414±12	426±12	335±15	389±33	371±23	371±23
Sedimento RP1 [a]	536±19	547±19	4042±158	4903±449	7625±431	7625±431
Sedimento M8 [a]	1211±26	1466±32	2335±102	1742±130	1977±109	1977±109
Sedimento M9 [a]	143±6	152±6	145±7	386±44	124±6	124±6
Sedimento M10 [a]	19639±1086	17237±955	4247±149	1130±64	6808±352	6808±352
Amostragens efetuadas a: [a] 26.11.2012; [b] 25.05.2012						

A Ribeira do Castelo (Figura 4) é afluente da margem direita do Rio Mondego e recebe as linhas de água de drenagem das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo. Tomou-se como estação de referência a zona das hortas da povoação Mesquitela (CB1) a montante das minas. Aqui as concentrações eram típicas para a região, por exemplo com valores de ^{238}U e ^{226}Ra respetivamente de 22.8±0,7 e 29.6 ±2.6 mBq/L. A linha de água da mina da Cunha Baixa (CB2) apresentou valores elevados de radionuclidos na fase solúvel e na matéria em suspensão, por exemplo, com concentrações na fase solúvel de 2 350±118 mBq/L e 249±17 mBq/L para ^{238}U e ^{226}Ra, respetivamente.
Em CB3, após confluência das linhas de água da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, os valores eram substancialmente mais baixos devido à grande diluição na água da Ribeira do Castelo que na altura da amostragem corria com um caudal muito elevado devido às chuvas das semanas anteriores. As concentrações dos radionuclidos na água filtrada e na matéria em suspensão decresceram gradualmente para jusante. Junto à Povoa de Luzianes (CB5), pouco antes da confluência com o Rio Mondego, essas concentrações eram apenas um pouco mais elevadas que na estação de referencia CB1 (Tabela 1).

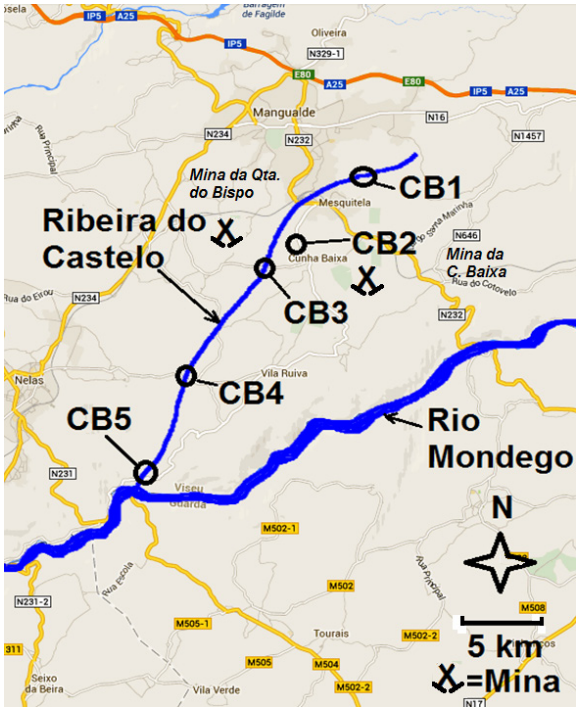


Figura 4 - Ribeira do Castelo e amostragem na zona da Cunha Baixa.

A Ribeira da Pantanha (Figura 5) é também afluente da margem direita do Rio Mondego, tem a nascente perto de Nelas e atravessa a zona da antiga mina de Valinhos e das escombreiras da Urgeiriça, entre a Barragem Velha e a Barragem Nova, confluindo no Rio Mondego em Caldas da Felgueira, a cerca de 7 km de distância da Urgeiriça. Analisaram-se amostras de três locais apenas, pois na altura da amostragem a Ribeira da Pantanha estava fortemente poluída pela descarga de efluentes químicos industriais da fábrica Borgstena, situada perto de Valinhos, conferindo mau cheiro, espuma e cor intensa à água da Ribeira da Pantanha. Apesar disso foram analisadas algumas amostras. Verificou-se, tomando como estação de referência RP1 localizada a montante de Valinhos, que as concentrações de radionuclidos aumentaram extraordinariamente na zona das «Barragens» da Urgeiriça, por exemplo cerca de 20 vezes acima do valor medido na estação de referência para o urânio dissolvido, e foram ainda mais elevadas nas Caldas da Felgueira. O aumento de concentrações na Ribeira da Pantanha foi observado tanto na fase solúvel como na matéria em suspensão. Os sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha apresentaram valores muito elevados devido a radionuclidos acumulados durante as décadas de descarga de efluentes das instalações da Urgeiriça (Tabelas 1, 2, 3, 4).

Figura 5 - Ribeira da Pantanha e locais de amostragem na zona de Canas de Senhorim-Urgeiriça.

3.3. Radioatividade no Rio Mondego

No Rio Mondego a amostragem foi efetuada desde a cabeceira do rio, na Lageosa do Mondego, até ao regolfo da Barragem da Aguieira. Na altura da amostragem, com caudal elevado, as concentrações dos radionuclidos na fase solúvel apresentaram variações de pequena amplitude entre as várias estações de amostragem. Por exemplo, o urânio (^{238}U) dissolvido variou entre 9.1 e 10.2 mBq/L e o ^{226}Ra entre 4.0 e 15.4 mBq/L. A descarga das várias ribeiras afluentes não introduziu alterações acentuadas na fase solúvel e na matéria em suspensão do rio, em virtude de se diluírem no maior volume das águas do Rio Mondego. Em anos anteriores, com amostragens efetuadas em período de fraco caudal no Mondego, observaram-se concentrações mais elevadas resultantes das descargas dos afluentes.

Algumas crateras mineiras existentes na bacia do Rio Mondego como, por exemplo, nas minas da Quinta do Bispo e Mondego Sul contêm um volume importante de águas radioativas acumuladas, onde as concentrações de radionuclidos atingem valores muito elevados. Por exemplo, as concentrações de ^{238}U e de ^{226}Ra na água acumulada na cratera da mina Mondego Sul foram 868±42 e 443±34 mBq/L, respetivamente.

Os sedimentos do leito do Mondego, que são mais permanentes que a água do rio, mostram ainda traços das descargas mineiras do passado. Na estação M7, a jusante da descarga da Ribeira da Pantanha, foi percetível o aumento das concentrações devido as descargas de efluentes das instalações da Urgeiriça. Na barragem da Aguieira, perto da mina Mondego Sul (M8) há um incremento que pode ser devido à composição destes terrenos perto do local mineiro da Mina de Mondego Sul. No regolfo da Barragem, sítio da Senhora da Ribeira, onde o leito do rio é de xistos, os valores foram mais baixos, sendo a concentração de ^{238}U de 143±6 Bq/kg (Tabela 4).

A água de redes públicas de distribuição foi recolhida na torneira (ponto de consumo) em Vila Cortês da Serra (Gouveia), Canas de Senhorim (Nelas) e Cunha-Baixa (Mangualde). As concentrações de radionuclidos foram relativamente baixas e, em particular, a radioatividade alfa total situou-se dentro dos limites recomendados pela legislação sobre água de consumo, isto é, inferior a 1.0 Bq/L de radioatividade beta total e 0.5 Bq/L de radioatividade alfa total (Dec.-Lei 130/2012) e conforme as recomendações internacionais (WHO, 2004).

3.4. Vulnerabilidades existentes e proteção dos ecossistemas dulçaquícolas

As medições de dose de radiação ambiente permitiram localizar os materiais radioativos e estimar os volumes destes resíduos. As escombreiras de resíduos das minas de urânio existentes na bacia do Mondego totalizam vários milhões de toneladas. As análises radioquímicas permitiram identificar os radionuclidos presentes e determinar as suas concentrações. Os resultados indicam que os radionuclidos de período longo representarão um risco de contaminação ambiental que persistirá durante muito tempo (séculos e mesmo milhares de anos). As determinações dos radionuclidos mostraram, ainda, que radionuclidos dos materiais de escombreiras abandonadas foram gradualmente dispersos no ambiente próximo. São exemplos disso as escorrências que a Ribeira da Pantanha no passado transportou para o Rio Mondego, causando a contaminação radioativa de sedimentos do leito, na atualidade ainda mensuráveis em vários troços deste rio (Carvalho *et al.*, 2007a). As obras de remediação recentemente efetuadas na Urgeiriça diminuíram a descarga de radionuclidos e permitiram a redução da contaminação da ribeira por processos naturais. Outros locais, tais como a Mina do Boco e a Ribeira do Boco, que não foram objeto de remediação, apresentam contaminação radioativa ambiental que resultou do transporte de radionuclidos pela ribeira, e a sua dispersão nos solos de aluvião das margens e transferência para o pasto e para o gado ovino. Esta situação poderá ser corrigida com o confinamento dos resíduos mineiros acumulados junto da mina.

As minas a céu aberto, cujas crateras se transformaram em lagoas permanentes, apresentam águas de pH perto da neutralidade e pouco contaminadas, ou com pH muito ácido e geralmente muito contaminadas por radioelementos. A Mina da Quinta do Bispo (Concelho de Mangualde), que tem águas fortemente ácidas devido aos lixiviados ácidos ("rejeitados") e formação de ácido sulfúrico a partir do H_2S do xistos, apresenta radionuclidos em concentrações muito elevadas. Já a lagoa da Mina de Espinho (Concelho de Mangualde) apresenta pH quase neutro e concentrações de radionuclidos muito baixas e semelhantes ao fundo radioativo natural. Estas águas das crateras mineiras e das escorrências dos resíduos requerem, com frequência, um tratamento químico para neutralizar a acidez e precipitar os radionuclidos dissolvidos (ou pelo menos a maior parte) mas esse tratamento gera lamas radioativas que é necessário, por sua vez, depositar em segurança.

As águas de mina tratadas para remoção de radionuclidos e para correção do pH, apesar do custo do tratamento, apresentam apenas uma remoção parcial dos radionuclidos (por exemplo de parte do rádio, mas não do urânio), além de que o tratamento químico induz a presença desequilibrada de vários metais e iões maiores, tais como o manganês e o bário. A qualidade destas águas melhoraria se, antes

da descarga para as ribeiras, tivessem um tratamento suplementar de passagem por zonas húmidas ("wetlands") naturais ou construídas para esse efeito. Na verdade, o elevado coeficiente de partição sedimento-água (Kd) da maioria dos radionuclidos da família do urânio tornaria este processo provavelmente mais eficaz na remoção de radionuclidos e menos dispendioso que tratamento químico adicional. Para além disso, conforme se verificou através da análise de radionuclidos na vegetação espontânea que crescia nas bacias de lamas e nas linhas de água, a retenção de radionuclidos por um tapete de vegetação melhoraria a qualidade da água descarregada para as linhas de água (Carvalho *et al.*, 2011a). O recurso a pequenas "wetlands" como etapa final do tratamento dos efluentes de minas e escorrências, protegeria assim, de forma mais eficaz, a qualidade da água da bacia hidrográfica do Mondego.

No presente, dependendo dos locais, a proteção dos ecossistemas dulçaquícolas poderá requerer a combinação de medidas de tipo diferente. Assim, crateras mineiras inundadas e com água sem características adequadas para rega e consumo animal deverão ser mantidas encerradas e com um perímetro de segurança e vedação que barre o acesso. Os sítios mineiros com escorrências de águas de minas ("overflow" e drenagem natural, por exemplo) poderão exigir o tratamento continuado para corrigir a acidez e obter a precipitação dos radionuclidos. As minas subterrâneas e locais com aquíferos contaminados, como é o caso da área da Cunha-Baixa e da Bica, requerem a manutenção do esforço de bombagem da água da mina e tratamento da água contaminada á superfície, seguida ou não de re-injeção da água tratada na mina (Carvalho *et al.*, 2011b). Os poços de rega e/ou consumo existentes nas courelas, em zonas com água contaminada, deverão ser mantidos sob vigilância da qualidade da água e o seu uso controlado ou, se necessário, serem até selados.

Os cursos de água doce, como o Rio Mondego e afluentes, são utilizados pela população para pesca desportiva, e existem ainda artes de pesca nalguns locais. Embora hoje em dia o consumo de espécies dulçaquícolas seja pequeno, a potencial transferência de radioatividade por esta via deve ser mantida sob avaliação e regularmente actualizada.

4. CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do Rio Mondego contém uma vintena de antigos sítios mineiros de urânio com resíduos da extração e, ainda, várias escombreiras de resíduos do tratamento químico do minério na Urgeiriça e noutros locais. Vários afluentes do Mondego, incluindo as ribeiras do Castelo, da Pantanha, do Boco e de Linhares, recebem drenagem destas minas e escombreiras. Como as concentrações de radionuclidos nos escombros são, em geral, elevadas, as escorrências superficiais e sub-superficiais transportaram e transportam contaminantes radioativos que alcançam o Rio Mondego. No entanto, apesar das descargas de afluentes contaminados, a diluição no maior volume de água do Mondego e a retenção dos radionuclidos no sedimento ao longo do percurso dos ribeiros afluentes, permitem que a água do Mondego tenha níveis de radioatividade próximos dos naturais. Assim, a qualidade radiológica da água da albufeira da Barragem da Aguieira não compromete o seu uso para consumo humano.

A água das redes públicas da região, analisadas em várias localidades, como Canas de Senhorim e Cunha Baixa, abastecidas por água da barragem de Fagilde no Rio Dão, e Coimbra, abastecida por água da Barragem da Aguieira no Rio Mondego, comprovou - no momento da amostragem - a conformidade com os valores máximos de radioatividade recomendados para a água destinada ao consumo humano.

No entanto, na bacia do Mondego existem importantes escombreiras não confinadas e contendo radionuclidos com períodos de semi-vida de milhares de anos. Para além disso existem massas de água contaminadas retidas em várias crateras mineiras, como a Quinta do Bispo (Mangualde) e a mina de Mondego Sul (Pinheiro de Azere) - esta última situada mesmo ao lado da albufeira-, com concentrações elevadas de radionuclidos. Estas águas contaminadas não deverão ser libertadas para os cursos de água sem adequado tratamento prévio. Por sua vez, nos locais em que existem estações de tratamento de águas de minas, a água tratada quimicamente poderá ter a qualidade melhorada se for acrescentada uma etapa de tratamento consistindo na passagem por uma zona húmida antes da descarga nas linhas de água.

Nalgumas zonas foi detetada contaminação radioativa de solos, pastos, carne de ovinos e produtos lácteos, devido à existência de antigas minas de urânio e escombreiras com materiais contaminados na proximidade. A dose resultante do consumo de carne e leite fica, mesmo assim, abaixo dos limites de exposição às radiações ionizantes tolerados e o consumo, mesmo que muito intensivo, não constitui um risco radiológico elevado para a população (Carvalho *et al.*, 2014). Contudo, a exposição à radioatividade deve ser diminuída e a proteção radiológica otimizada. Para isso, deve recorrer-se ao confinamento das escombreiras de resíduos e ao tratamento das escorrências e águas de minas contaminadas. Em muitos casos é provável que isto possa ser conseguido com um investimento

relativamente baixo, mas permitindo alcançar grandes ganhos ambientais e de proteção da saúde pública.
A existência de albufeiras e tomadas de água para consumo humano no Mondego, no Dão, no Távora e noutros rios da região recomenda a manutenção de um programa regular de vigilância mais apertado da qualidade radiológica da água, tanto nos corpos hídricos como nas redes de distribuição de água ao consumidor. Recorde-se que a monitorização da radioatividade na água para consumo é uma exigência da Lei da Água (Dec-Lei 130/2012; Diretiva Quadro da Água n.º 2000/60/CE) e compete aos produtores e distribuidores de água assegurá-la.

BIBLIOGRAFIA

Batista, A.S. (2005) - The programme for remediation of contaminated sites: its regulation and follow-up in Portugal. In: International Atomic Energy Agency. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures held in Lisbon 11-13 Feb 200*4.Vienna; p. 223-232.

Carvalho, F. P. (2003a) - O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*, 30: 7-11.

Carvalho, F. P. (2003b) - Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioproteção*, vol II-III, 159-165.

Carvalho, F. P., Edge, R. (2013) - Uranium mining and milling: the need for reference materials in environmental radioactivity monitoring programmes. *International Journal of Environmental Studies*, 70(4): 603-610.

Carvalho, F. P., Oliveira, J. M., Falck, W. E. (2011b) - Geochemistry of radionuclides in groundwaters at the former uranium and radium mining region of Sabugal, Portugal. In: B. Merkel and M. Schipek (eds.), *The New Uranium Mining Boom. Challenge and lessons learned*, pp. 81-90. Springer-Verlag, Berlin.

Carvalho, F. P., Oliveira, J. M., Lopes, I., Batista, A. (2007a) - Radioatividade nos Principais Rios da Beira-Alta. *Recursos Hídricos* 28(1), 43-51.

Carvalho, F.P., Oliveira, J.M., Lopes, I., Batista, A. (2007b) - Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *Journal Environmental Radioactivity*, 98: 298-314.

Carvalho, F.P. (2010a) - Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research*, 107: 157-161.

Carvalho, F.P. (2011) - Past uranium mining in Portugal: legacy, environmental remediation and radioactivity monitoring. *The Uranium Mining Remediation Exchange Group (UMREG). Selected Papers 1995–2007*, pp. 145-155. IAEA, VIENNA, 2011, STI/PUB/1524; ISBN 978–92–0–169310–5.

Carvalho, F.P., Oliveira J. M. (2007c) - Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 274: 167-174.

Carvalho, F.P., Oliveira J. M., Faria I. (2009 a) - Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 668-673.

Carvalho, F.P., Oliveira, J. M., Libânio, A., Lopes, I., Ferrador, G., Madruga, M.J. (2005) - Radioactivity in Public Water Supplies in the Uranium Mining Regions in Portugal. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures*, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.41-51. International Atomic Energy Agency, Vienna.

Carvalho, F.P., Oliveira J. M., Malta, M. (2011a) - Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering*, 37:1058-1063.

Carvalho, F.P., Oliveira, J. M., Malta, M., Lemos E. (2014) - Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 299:119-125.

EDM (2011) - The Legacy of Abandoned Mines. Empresa de Desenvolvimento Mineiro, Lisboa, 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).

Falcão, J.M., Carvalho, F.P., Leite, M.M., Alarcão, M., Cordeiro, E., Ribeiro, J. (2005) - MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico I (Julho de 2005), Publ. INSA, INETI, ITN. (http://www.itn.pt/docum/pt_bib_reltec.htm).

Falcão, J.M., Carvalho, F.P., Leite, M.M., Alarcão, M., Cordeiro, E., Ribeiro, J. (2007) - MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (Fevereiro 2007). Publ. INSA, INETI, ITN. (http://www.itn.pt/docum/pt_bib_reltec.htm).

IAEA (2006) - Release of sites from Regulatory Control on Termination of Practices. IAEA Safety Standards Series No. WS-G-5.1. International Atomic Energy Agency, Vienna.

Nero, J.M., Dias, J.M., Torrinha, A.J., Neves, L.J., Torrinha, J.A. (2005) - Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: International Atomic Energy Agency. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures held in Lisbon 11-13 Feb 2004*.Vienna. p.145-158.

Oliveira, J.M., Carvalho, F.P. (2006) - A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium, Thorium, Radium, Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). *Czechoslovak Journal of Physics*, 56 (Suppl. D): 545-555.

Pham, M.K., Sanchez-Cabeza, J.A., Povinec, P.P., Arnold, D., Benmansour, M., Bojanowski, R., Carvalho, F.P., Kim, C.K., Esposito, M., Gastaud, J., Gascó, C.L., Ham, G.J., Hegde, A.G., Holm, E., Jaskierowicz, D., Kanisch, G., Llaurado, M., La Rosa, J., Lee, S.-H., Liong Wee Kwong, L., Le Petit, G., Maruo, Y., Nielsen, S.P., Oh, J.-S., Oregioni, B., Palomares, J., Pettersson, H.B.L., Rulik, P., . Ryan, T.P., Sato, K., Schikowski, J., Skwarzec, B., Smedley, P.A., Tarján, S., Vajda, N., Wyse, E. (2006) - Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea). *Applied Radiation and Isotopes*, 64: 1253-1259.

Povinec, P.P., Pham, M., Barci-Funel, G., Bojanowski, R., Boshkova, T., Burnett, W., Carvalho, F.P., *et al.* (2007) - Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273:383-393.

Richter, S., Alonso, A., Truyens, J., Kuhn, H., Verbruggen, A., Wellun, R. (2006) - REIMEP18: Inter Laboratory Comparison for the Measurement of Uranium Isotopic Ratios in Nitric Acid Solution. European Commission, Joint Research Centre, EUR Report 22529, 28 pp.

WHO (2004) - *Guidelines for drinking water quality*, 3rd edn, Vol. I. Recommendations. World Health Organization, Geneva. ISBN 92 4 1546387.

ESTUDO DA CAPACIDADE DE DRENAGEM NATURAL DE UMA BACIA AO ZONEAMENTO DO SOLO URBANO

STUDY OF THE NATURAL DRAINAGE CAPACITY OF A WATERSHED BY ZONING THE URBAN LAND

Andreza Tacyana Felix Carvalho
Geógrafa, Mestre e Doutoranda em Recursos Hídricos pelo Programa de Posgraduação em Engenharia Civil - PPGEC, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE /// E-mail: andreza.recursoshidricos@gmail.com

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral
Professor titular do Departamento de Engenharia Civil da UFPE. /// E-mail: jcabral@ufpe.br

Matheus Martins de Sousa
Engenheiro Civil, Mestre e Doutorando em Engenharia Civil pelo Programa Posgraduação de Engenharia Civil da COPPE da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) /// E-mail: matheus@hidro.ufrj.br

RESUMO: O município brasileiro através da prefixação da Taxa de Solo Natural para ocupação dos lotes urbanos procura garantir que através da manutenção de área permeável, haja infiltração de uma parcela da água gerada no lote. No entanto, a ocupação do solo prevista em zoneamento urbano associado à ocupação de áreas indevidas, intervenções em cursos d'água e a projetos tradicionais de drenagem, vem contribuindo significativamente aos problemas de inundações urbanas. Desse modo, o referido trabalho tem como objetivo demonstrar através da simulação hidrodinâmica da bacia do rio Arrombados, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho – PE, a importância da definição do grau de densidade urbana por zonas de ocupação urbana considerando majoritariamente a capacidade hidráulica da bacia como modo de prevenção de inundações.

Palavras-chave: taxa de solo natural, Plano Diretor Urbano, inundações urbanas, modelo de células de escoamento

ABSTRACT: The Brazilian municipality by fixing of Natural Soil percentage for occupation of urban plots seeks to ensure that through the permeable area maintenance, there is infiltration of a portion of rain water at the plot. However, the land occupation provided in zoning associated with the occupation of undue areas, interventions in water courses and the traditional drainage projects contributes significantly to urban flooding problems. Thus, the present work aims to demonstrate using hydrodynamic simulation of "Arrombados" River basin, located in the municipality of Cabo de Santo Agostinho - PE, the importance of defining the degree of urban density for urban occupation zones mainly considering the hydraulic capacity of the basin as a means of flood prevention.

Keywords: natural rate of soil, stream channeling, Urban Master Plan, alternative techniques of urban drainage, flow cell model

1. INTRODUÇÃO

O poder público municipal brasileiro, através da adoção da obrigatoriedade de área permeável ao lote urbano definida em lei, permite que uma parte das águas da chuva seja absorvida pelo solo. No entanto, perante a realidade de determinadas áreas urbanas, a determinação pode não ser suficiente à prevenção de inundações, já que, grande parte das ocupações urbanas brasileiras ainda ocorre de forma espontânea sem o devido ordenamento, negligenciando inclusive, a capacidade hidráulica dos cursos d'água para eventos chuvosos característicos da região.

Conforme Yannopoulos *et al.* (2013); Maus *et al.* (2007), o processo de urbanização faz a superfície da área urbana menos permeável, causando alterações significativas nas características do hidrograma de enchente (aumento do fluxo de pico e dos volumes de escoamento, a diminuição no tempo de concentração) podendo ainda serem intensificadas por ações de intenvenções urbanas como retificações e canalizações do curso d'água.

Diante da problemática, faz-se necessário o desenvolvimento de um planejamento urbano voltado ao manejo das águas pluviais. Como cita Kellagher (2012), o desenvolvimento que não controla o escoamento das águas de chuva no local, reflete na geração de maiores volumes de escoamento para sua área, logo, necessitando aplicar técnicas de drenagem que compensem o incremento de escoamento gerado pelo estado de pós desenvolvimento urbano.

Miguez *et al.* (2011), defende que para enfrentar este desafio, uma abordagem sistêmica deve considerar toda a interação da bacia. Ações adequadas distribuídas pela bacia colaboram com o sistema de drenagem a fim de controlar a geração de fluxo. Além disso, os sistemas de drenagem têm de ser concebidos de fim de minimizar os impactos da urbanização sobre os padrões de fluxo naturais.

Logo, este trabalho tem como objetivo demonstrar através da simulação hidrodinâmica da bacia do rio Arrombados, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho – PE, a importância da definição do grau de densidade urbana por zonas de ocupação urbana considerando inicialmente a capacidade hidráulica da bacia como modo de prevenção de inundações.

Desse modo a partir da simulação de cenários é realizada a tentativa de se conhecer o comportamento do escoamento superficial na bacia de acordo com a ocupação urbana prevista em Plano Diretor Urbano. Podendo assim, apresentar as implicações do zoneamento do solo municipal à drenagem da bacia relacionando-as a diferentes variações de chuvas intensas para diferentes tempos de retorno.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Arrombados é uma bacia costeira, localizada na Região Metropolitana do Recife – RMR, dentro do município do Cabo de Santo Agostinho. De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (1998), a bacia pertence ao Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos - GL2 e está limitada sob as coordenadas UTM 9080000 m Sul e 9082500 m Sul; 282500 m Leste e 286000 m Leste.

Possui área total de aproximadamente 2.47 km², perímetro de 8.1 Km e densidade de drenagem segundo classificação de Horton de 0.00115. Geomorfologicamente é classificada como uma bacia do tipo exorreica, com drenagem consequente, foz vertendo ao mar e tempo de concentração (Tc) estimado de 56 minutos.

Seu único curso d'água é o rio Arrombados, conhecido popularmente como Canal da Praia do Boto; nasce em Zona de Preservação Ecológica, na Mata do Zumbi, atravessa o loteamento de Enseada dos Corais e desemboca diretamente na praia de Enseada dos Corais, antiga praia do Boto (Figura 1). O rio possui cerca de 3.0 Km de extensão, sendo este, configurado por regime de escoamento perene e morfologia natural tipo retilínea-meândrica.

De acordo com Assis (1999), a bacia do rio Arrombados está sobre área de planície e terras baixas costeiras englobadas na unidade fisiográfica Litoral/Mata, onde predomina o clima quente e úmido, tipo AS' de Köppen, com temperatura média anual de 25°C e umidade relativa do ar é de 73.5%. A precipitação média anual do município segundo dados do Instituto de Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE é da ordem de 2 301.1 mm com chuvas ocorrentes no período de fevereiro a agosto, sendo os meses mais chuvosos junho e julho.

Conforme dados da Prefeitura municipal do Cabo de Santo Agostinho (2008), a ocupação da bacia deu-se a partir da década de 1980 com a implantação do loteamento de Enseada dos Corais voltado a períodos de veraneio, com área total de 108.93 ha. Apesar de apresentar-se como um loteamento regularizado perante os órgãos competentes (Agência Estadual

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em novembro de 2014, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em fevereiro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 1, 59-67, maio de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n1-6

Figura 1 – Delimitação da bacia do rio Arrombados.
Fonte: Santana, apud in Fraga, 2013.

de Meio Ambiente - CPRH, FIDEM, Prefeitura Municipal do Cabo de Santo Agostinho - PMCSA e Cartório), considera-se que seu planejamento foi efetuado de forma inapropriada, desconsiderando diversos aspectos naturais da bacia, especialmente a hidrografia natural.

Como demonstração do fato citado, diversos pontos de estrangulamento são encontrados ao longo do rio, sendo estes provocados por erosão, assoreamento e invasão da área ribeirinha, sendo que em períodos de chuvas intensas algumas localidades sofrem com o transbordamento do rio e alagamento de diversas áreas.

Atualmente baseado em Lei nº 2 360/2006 a qual define as diretrizes gerais da Política Urbana e Ambiental, bem como, o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental do Cabo de Santo Agostinho – PDUC, a área da bacia está dividida em três zonas de uso e ocupação urbana (Figura 2) e para cada zona são pré-fixados o valor de Taxa de Solo Natural - TSN a ser mantido por cada lote, são elas: Zona de Preservação Ecológica (Suape), 100% de TSN; Zona de Expansão Residencial, 40% de TSN e Zona Urbana Residencial III também com 40% de TSN.

2.2. Base de dados

As informações básicas utilizadas para a modelagem matemática da bacia foram os dados topográficos, hidrológicos e de uso e ocupação do solo através de pesquisa de campo e de gabinete. O trabalho de diagnóstico no campo foi realizado no mês de maio de 2013, percorrendo toda a extensão do curso, reconhecendo cenários de ocupações existentes e as características fisiográfica da bacia.

Após esta etapa, efetuada a análise da ocupação da área a partir da classificação do uso do solo com o objetivo de realizar o cruzamento de informações e delimitar cenários de ocupação predominantes. A área da bacia está delimitada a partir do mapa base do município do Cabo de Santo Agostinho com curvas de nível de 5m em 5m na escala 1:10 000, que, sobrepondo-o à malha urbana do loteamento, às imagens de satélite do Google Earth do ano de 2010 e o mapa de uso e ocupação do solo conforme o Plano Diretor do município, efetuou-se a divisão da bacia em duas áreas complementares: Área I e Área II.

A primeira, está restrita ao trecho do rio, objeto de canalização em forma de galeria, com extensão de

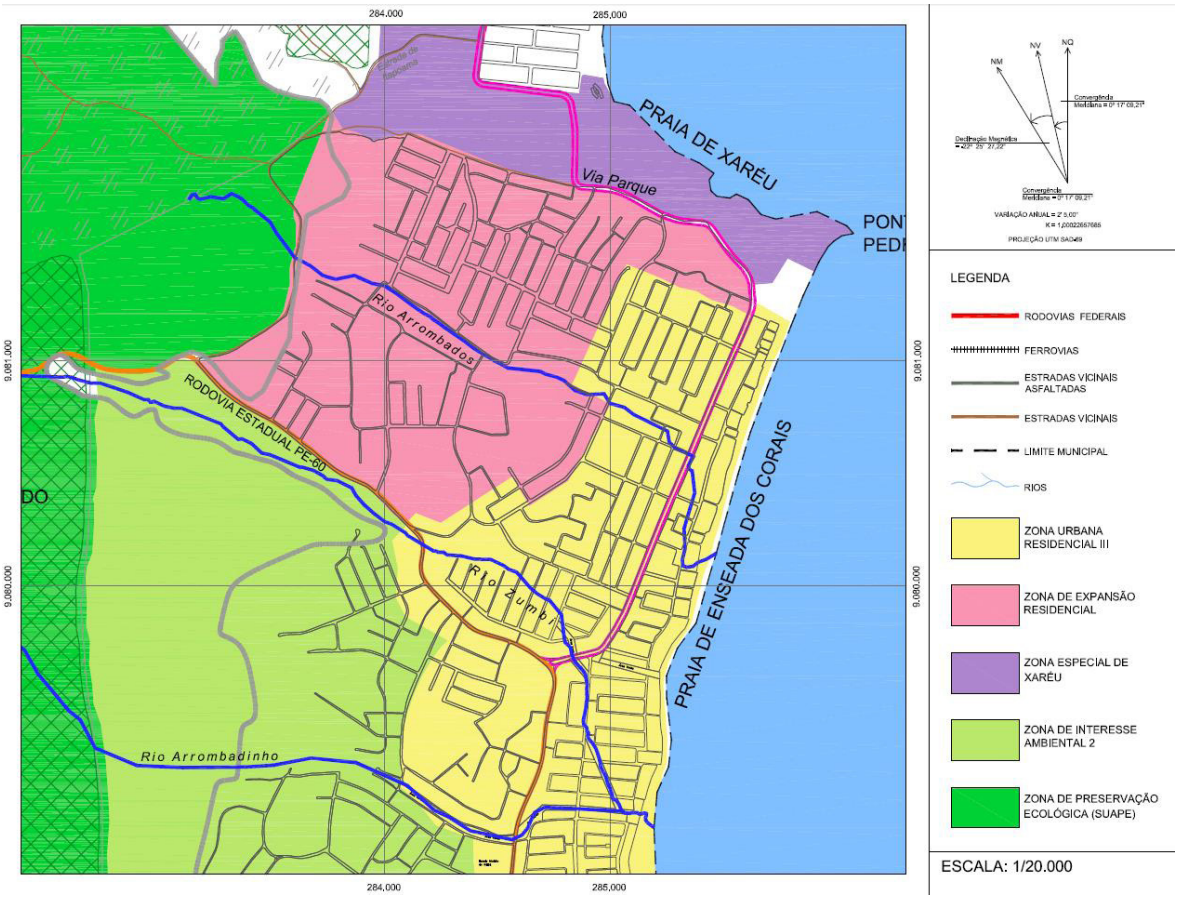


Figura 2 – Região com zonas de ocupação determinadas pelo Plano Diretor Municipal na qual está inserida a bacia do rio Arrombados.
Fonte: Santana, apud in Fraga, 2013.

1 280 Km e toda sua área influente, a Zona urbana residencial III com área total de 0.783 Km²; quanto à segunda, a Área II engloba a parcela da bacia em que o rio não é objeto de intervenção urbana, com aproximadamente 1 828 Km, ou seja, a área da Zona de Preservação Ecológica e a Zona de Expansão Residencial, tendo a área de drenagem de 1 687 Km² (Figura 2).

Com relação aos dados de precipitação, pela insuficiência de dados de intensidade de chuva, ou seja, das séries históricas de pluviógrafos situados dentro do município do Cabo de Santo Agostinho, adota-se a entrada de dados de precipitação como chuva de projeto criada a partir da aplicação da equação de chuvas intensas do município do Recife elaborada por Azevedo & Souza, 2014 *in* SOUZA (2014) (Equação 1) e sua separação como chuva efetiva efetuada através do Programa computacional Sistema Hidro-Flu, versão 2.0 da Universidade do Rio de Janeiro (2007):

$$i = \frac{1775.91 \times T^{0.1095}}{(t+26)^{0.8040}} \quad (mm/h) \qquad (1)$$

Onde,

i – intensidade (mm/h)
T – tempo de retorno (anos)
t – duração (min)

Quanto aos dados fluviográficos (locação do rio existente, cadastro da área do entorno e seções transversais e nivelamento e contranivelamento do perfil longitudinal do canal projetado), estes foram obtidos através de consulta ao projeto de canalização do rio Arrombados elaborado pela gestão municipal como proposta para resolver o problema de inundações no loteamento. Admite-se a vazão ou descarga de projeto a partir da aplicação do Método Racional e a vazão de entrada inicial gerada pela Área II.
Sendo assim, são determinados como chuvas de projeto os totais pluviométricos nos tempos de retorno de 5 anos e 25 anos, sendo esse último recomendado por muitos autores para obras de macrodrenagem. Para a duração dos eventos, são usados os intervalos de 30 e 180 minutos, o primeiro devido ao tempo de concentração da bacia e o segundo como representação de uma chuva intensa ocorrente no período de 3 horas nesse tipo de região (Tabela 1).

Tabela 1 – Total pluviométrico da chuva na bacia do rio Arrombados em mm, determinado a partir da intensidade da chuva.

duração (min)	t (h)	Total Pluviométrico (mm) da chuva da cidade do Recife	
		T=5 anos	T=25 anos
30	0,5	41.63	49.65
180	3	87.65	104.54

Como se trata de uma bacia costeira, o nível d'água das marés é considerado na simulação como uma condição de contorno, sendo usados em função do tempo – Z (t). Os dados utilizados são dos dias 22 e 23 de julho de 2013 coletados a partir da Tábua de marés do ponto de medição situado no Porto de Suape – PE, operado pela Marinha do Brasil (2013) sob as coordenadas geográficas 8º 18' S e 34º 52' O, a aproximadamente 7.5 Km de distância da foz do rio Arrombados.
Por meio dos dados de níveis registrados, é efetuada a previsão de alteração de nível por minuto nos intervalos de tempo de 30 minutos e de 180 minutos ou 3 horas, a partir da interpolação dos valores de níveis de marés altas e baixas do período, tomando o nível inicial (Z0) de 1.25m como valor de transformação do nível de redução - NR para o nível médio local - NM.

2.3. Aplicação do Modelo de Células de Escoamento para Bacias Urbanas (ModCel)

Para realização da simulação hidráulica escolheu-se o uso do Modelo de Células de Escoamento - ModCel (MIGUEZ, 2001; MASCARENHAS e MIGUEZ 2011), modelo este, bastante difundido no meio técnico e científico especialista no Brasil. Para utilização no modelo, organizou-se os referidos dados nos seguintes arquivos: Arquivo de condições iniciais das células, Arquivo para a montagem da base de dados das células da planície, Arquivos de Precipitações e Arquivos de Condições de Contorno.
A partir das informações e dados obtidos através do trabalho de campo e do estudo dos mapas, elaborou-se um esquema topológico da bacia com o arquivo de dados gerais, com 60 segundos de intervalos de tempo para 180 intervalos de tempo, 61 células, subdivididos em 11 grupos baseado na Figura 3.
Os cenários de simulação estão definidos dentro de dois grandes grupos associados aos eventos chuvosos da Tabela 1, adotando para aplicação do modelo as seguintes condições:

- ✓ **Condição 0** - Cenário atual, ocupação existente, coeficiente de escoamento de *run-off* de 0.20 em função do tipo de ocupação da Área II. Bacia desprovida de sistema convencional de microdrenagem, com rio canalizado na Área I, recebendo incremento de vazão gerada na Área II (Figura 4).
- ✓ **Condição 1 -** Cenário considerando a ocupação de toda a bacia de acordo com projeto do loteamento e Plano Diretor Municipal (considerando a taxa de solo permeável), coeficiente de escoamento de *run-off* de 0.40 em função do tipo de ocupação da Área II. Manutenção da canalização do rio na Área I, este, recebendo incremento de vazão gerada na Área II, a qual cerca de 1 158Km² de sua área está destinada à expansão urbana e o restante à manutenção da zona de preservação (Figura 5).

Dessa forma, ficam definidos os seguintes cenários para simulações apresentados nas Figuras 4 e 5.

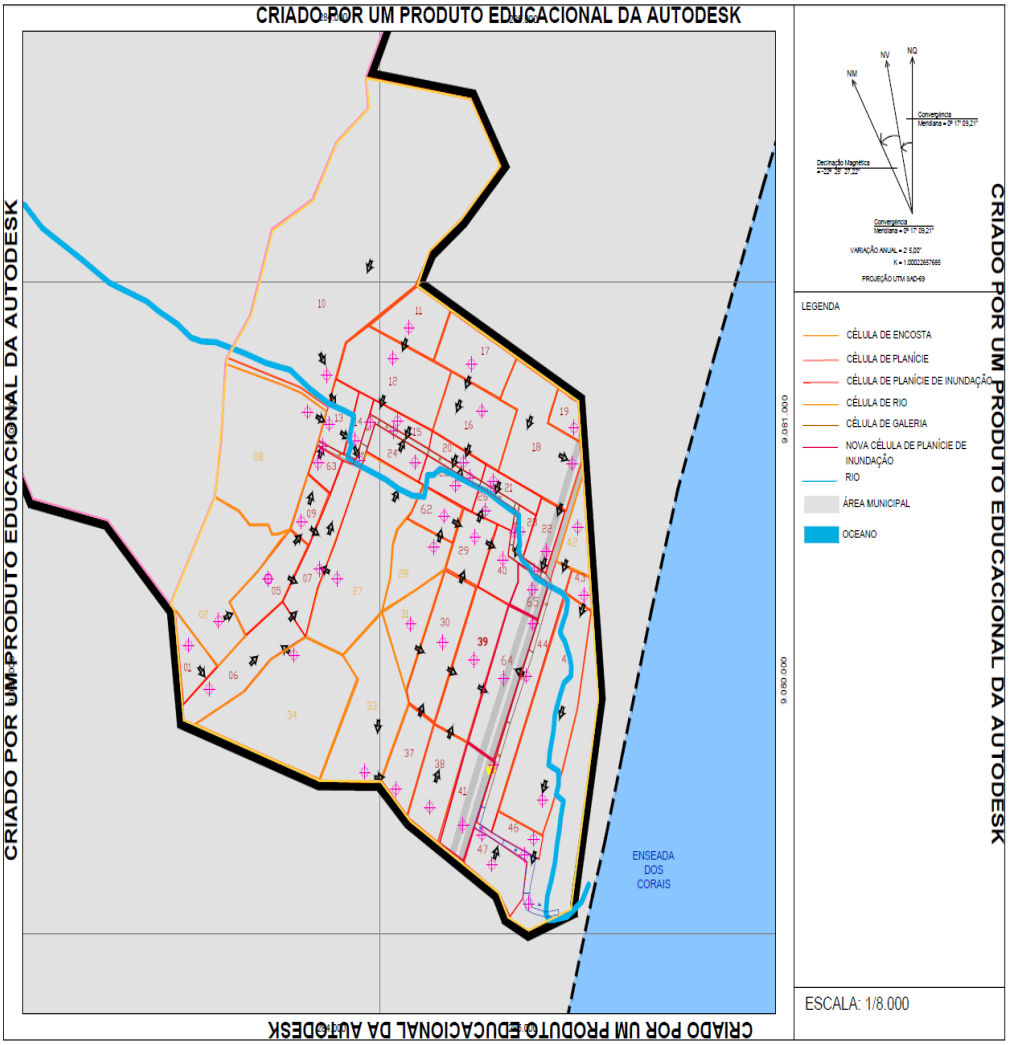


Figura 3 - Esquema de divisão de células da Área I.

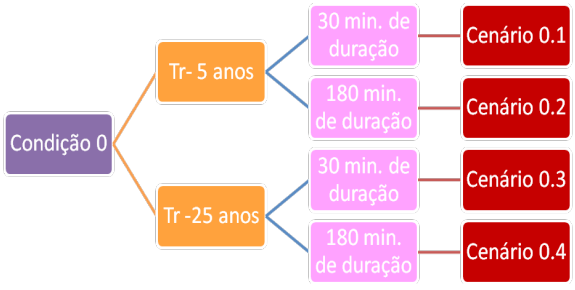


Figura 4 - Cenários montados a partir da condição 0.

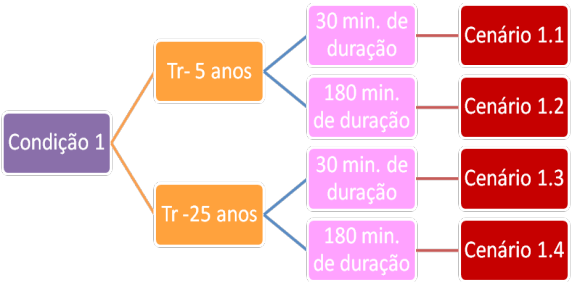


Figura 5 - Cenários montados a partir da condição 1.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como citado anteriormente, os cenários montados recebem inclusive, a vazão da Área II na entrada e a variação do nível de marés em sua foz. Na ocorrência de diferentes eventos chuvosos, a vazão gerada na Área I somada a tais incrementos, intensifica a dinâmica de inundação em algumas localidades ao longo do rio dentro da Área I.

Observa-se através das Figuras 6 e 7, o comportamento do escoamento superficial na Área I a partir da vazão de saída de cada cenário montado com nível máximo de água ao longo do trecho do rio Arrombados, onde os 1.000 metros iniciais de sua extensão estão em plano de galeria e os demais, em canalização aberta.

Analisando ainda as figuras, nota-se que o trecho do rio localizado na Área I é capaz de suportar a vazão gerada pela bacia para os eventos de chuvas intensas apenas com duração de 30 minutos e tempo de retorno de 5 anos, seja em condições atuais de urbanização ou em condições futuras de expansão conforme define o PDUC. Nos demais cenários, o sistema de drenagem trabalha de forma crítica; as galerias funcionam sob pressão e diversos pontos de inundações são formados às margens do rio. O caso torna-se ainda mais grave, quando este evento ocorre na bacia com suas características físicas naturais alteradas pela expansão urbana na Área II. A vazão gerada nesta área basicamente duplicará e deverá acentuar as inundações nas localidades à jusante.

Percebe-se a partir de então, que a expansão urbana da bacia não foi planejada de acordo com a sua capacidade hidrológica, hidráulica e ambiental, contudo, a dinâmica fluvial do Arrombados resiste a ocupação ribeirinha existente, e que apesar de impactado, o processo de inundação continua por ocorrer em determinados pontos, afetando diretamente a população margeante do trecho do médio curso.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas de inundações identificadas destacam-se que, fundamentalmente trata-se de um processo natural do rio, que apesar das intervenções na calha, sua ocorrência ainda se faz presente, atingindo a então ocupação ribeirinha. Como medida efetiva em conformidade com as condições ambientais e a legislação brasileira vigente, o ideal para solucionar o problema deve ser a retirada da cobertura da calha do rio, deixando seção aberta, bem como a desocupação dos lotes localizados na área marginal da Área I.

No mais, em caso da gestão municipal por motivos diversos optar por medidas para mitigação dos impactos, mantendo e privilegiando a ocupação já existente, recomenda-se:

- Aplicação de medidas de correção e prevenção determinadas através da criação de regras de planejamento urbano ambiental municipal e/ou estadual, podendo ser exigidas e implementadas para o controle de drenagem no lote gerador;
- O município como corresponsável pelo dano, pode intervir implementando medidas de controle na macrodrenagem à montante da bacia, de forma

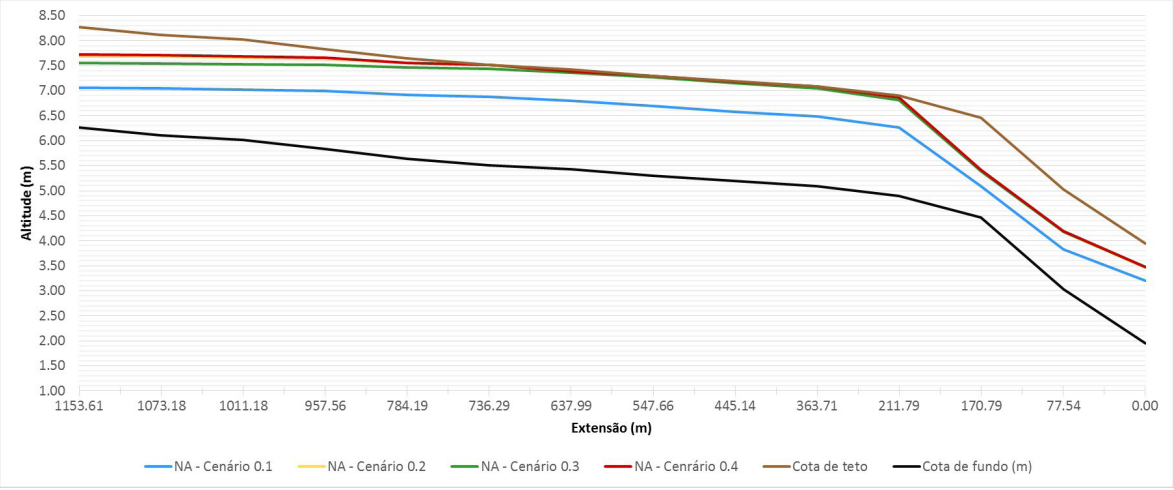


Figura 6 – Nível máximo de água ao longo do rio Arrombados no trecho localizado na Área I para os cenários da Condição 0 (fluxo da água da esquerda para direita).

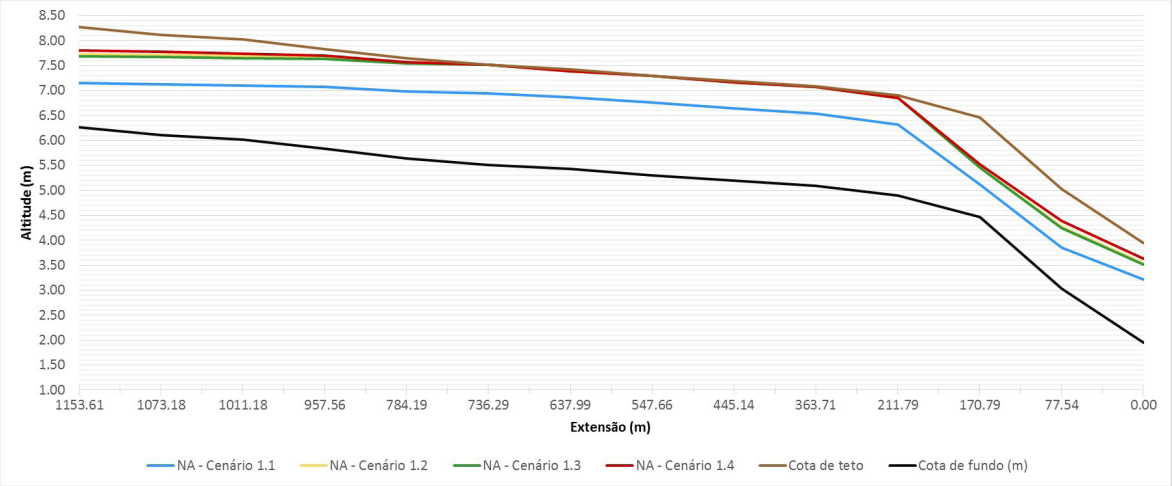


Figura 7 – Nível máximo de água ao longo do rio Arrombados no trecho localizado na Área I para os cenários da Condição 1 (fluxo da água da esquerda para direita).

a amenizar os impactos provocados pela vazão gerada da Área II no cenário de pós-urbanização e

- Além disso, deve ser elaborado um Plano Diretor de Drenagem Urbana, além de um Manual Específico para Projeto e Operação dos dispositivos de drenagem, ambos inexistentes no Município, ressaltando que apenas com o esforço conjunto do Poder Público e da sociedade será possível solucionar ou pelo menos mitigar os problemas oriundos do excesso de escoamento superficial proporcionado pela chuva associados ao uso do solo.

Em casos como este, onde a área da bacia ainda está em processo de ocupação, sugere-se a aplicação de medidas de controle de escoamento superficial na bacia, de maneira que, na Área II após a urbanização seja possível manter uma vazão igual a de pré-urbanização da parcela, bem como, na Área I, a aplicação de técnicas que mitiguem os efeitos apresentados nos cenários para os tempos de retorno de 5 e 25 anos, no entanto, reforça-se por fim, que:

- Ao se planejar a ocupação urbana de uma área, todos os corpos hídricos devem ser respeitados no ordenamento e zoneamento territorial conforme Lei Federal nº 12 651/2012 que estabelece inclusive, normas gerais sobre as Áreas de Preservação Permanente – APP;
- Na elaboração do Plano Diretor Urbano, independente de possuir Plano Diretor de Drenagem Urbana, o município em seu zoneamento deve observar e prevenir impactos de escoamento das águas pluviais em relação ao ambiente urbano na bacia, de maneira que, o escoamento seja eficaz propiciando segurança e conforto aos habitantes e edificações e mantendo o ambiente hidrológico em condições ambientais aceitáveis;
- É fundamental a mudança de paradigmas de todos os atores sociais quanto ao conceito de drenagem urbana e sua responsabilidade ambiental;
- O município através de instrumento regulador deve exigir e supervisionar a manutenção de área permeável no lote urbano de acordo com as características naturais da bacia, fazendo com que, essa diretriz embase o zoneamento da área;
- As intervenções de obras hidráulicas deverão ser pensadas de maneira integrada no âmbito da unidade da bacia, favorecendo o planejamento sustentável do ambiente urbano com aplicação de técnicas compensatórias de escoamento de águas pluviais e
- A propagação da conscientização ambiental por meio de práticas sustentáveis com relação às ocupações urbanas pode ser objeto de ações de todas as esferas governamentais, o que pode a vir a contribuir de maneira importante na composição de novos cenários urbanos, garantindo inclusive, a conservação dos corpos hídricos.

BIBLIOGRAFIA

Assis, H. M. B. (1999) - *Cartografia geomorfológica do Município do Cabo de Santo Agostinho/PE*. 32p., Serviço Geológico do Brasil, Recife, Brasil.

Cabo de Santo Agostinho (2004) - Lei nº 2 179, de 12 de abril de 2004: Lei de Uso e Ocupação do Solo do Município do Cabo de Santo Agostinho. 82p., Prefeitura Municipal do Cabo de Santo Agostinho/Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente, Cabo de Santo Agostinho, PE, Brasil. (disponível em www.cabo.pe.gov.br/lei/Lei%20de%20Uso%20e%20Ocupação%20do%..).

Cabo de Santo Agostinho (2006) - Lei nº 2.360, de 29 de Dezembro de 2006: Política Urbana e Ambiental e o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental do Cabo de Santo Agostinho. (s/p), Prefeitura Municipal do Cabo de Santo Agostinho/Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente, Cabo de Santo Agostinho, PE, Brasil.

Fraga A. T. F. C. (2013) - *Interrelação entre o planejamento urbano, ocupação do solo e problemas de drenagem de águas pluviais na Bacia do Rio Arrombados (Cabo-PE)*. 200p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Governo do Estado de Pernambuco (2008) - Plano Estadual de Recursos Hídricos. 263p., Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Recife, PE, Brasil.

Instituto de Pesquisas Espaciais (s/d) - Dados históricos de precipitação e temperatura. Centro de previsão do tempo e estudos climáticos, Brasil. In: http://clima1.cptec.inpe.br/~rclima1/monitoramento_brasil.shtml (acedido em 15 de agosto de 2013).

Kellagher R. (2012) - Preliminary rainfall runoff management for developments. 132p., http://www.uksuds.com/information/SR744_Flood%20Risk%20User%20Guide.pdf. Wallingford, Inglaterra.

Marinha do Brasil (2013) - Tábuas de Marés. Diretoria de Hidrografia e Navegação/Centro de Hidrografia da Marinha, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (disponível em http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/).

Maus V. W., Righes A. A. & Buriol G. A. (2007) - Pavimentos permeáveis e escoamento superficial da água em áreas urbanas. *I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste*, 1-8. (disponível em http://www.academia.edu/1491009/PAVIMENTOS_PERMEÁVEIS_E_ESCOAMENTO_SUPERFICIAL_DA_%C3%81GUA_EM_%C3%81REAS_URBANAS).

Miguez, M. G. (2001) - *Modelo Matemático de Células de Escoamento para Bacias Urbanas*. 410p. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Miguez M. G., Mascarenhas F. C. B. & Veról, A. P. (2011) - MODCEL: A Mathematical Model for Urban Flood Simulation and Integrated Flood Control Design. *Acqua e Città - 4 Convegno Nazionale di Idraulica Urbana*, 1- 17.

Prefeitura Municipal do Cabo de Santo Agostinho (2008) - Estudo hidrológico e projeto executivo do canal da Praia do Boto, loteamento Enseada dos Corais, município do Cabo de Santo Agostinho, Estado de Pernambuco. 75p., Prefeitura do Cabo de Santo Agostinho, Cabo de Santo Agostinho, PE, Brasil.

República Federativa do Brasil (2012) - Lei nº 12 651, de 25 de maio de 2012: Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9 393, de 19 de dezembro de 1996, e 11 428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4 771, de 15 de setembro de 1965, e 7 754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2 166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. (s/p), Presidência da República/Casa Civil, Brasília, DF, Brasil. (disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm).

Souza J. C. B. (2014) - *A Influência do método de escolha do parâmetro "C" na determinação de equações de chuvas intensas*. 230p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Universidade Federal do Rio de Janeiro (2007) - Sistema Hidro-Flu (versão 2.0)., Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Yannopoulos S. I., Grivaki G., Giannopoulou I., Basbas S., Oikonomou E. K. (2013) - Environmental impacts and best management of urban stormwater runoff: measures and legislative framework. *Global NEST Journal*, Vol. 20 (10), 1-9.

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