



## MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FERREIRA: AVALIAÇÃO PRELIMINAR DE RISCOS AMBIENTAIS

Ana C. RODRIGUES\*, Gilberto MARTINS\*, Daniel RIBEIRO\*, Regina NOGUEIRA\*, Paulo MONTEIRO\*\*, António G. BRITO\*

\*Universidade do Minho – Centro de Engenharia Biológica, Campus de Gualtar, 4710-057, Braga

\*\* Universidade do Porto – Faculdade de Engenharia, DEC, Campus da Asprela, 4400-100, Porto

### RESUMO

A presente comunicação apresenta os resultados da aplicação de um modelo de qualidade da água no rio Ferreira. O estudo foi desenvolvido com base na plataforma AQUASIM e, após um processo de calibração com dados experimentais, foram simulados cenários prospectivos para analisar o impacto de condições hidrológicas extremas, designadamente períodos de estiagem. O modelo mostrou-se adequado perante esse tipo de fenómenos e permitiu avaliar, nessas condições, os riscos ambientais resultantes de descargas de águas residuais. Efetuou-se, ainda, uma análise de sensibilidade do modelo.

**PALAVRAS-CHAVE:** *riscos, modelação, rios, AQUASIM.*

### 1. INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

A água constitui um factor essencial para a estruturação do desenvolvimento socio-económico, sendo fundamental que seja gerida de forma ponderada e equilibrada. A garantia da qualidade ecológica dos recursos hídricos, promovendo-se a conservação de habitats fundamentais, é um vector essencial de uma estratégia sustentável. Nesta perspectiva, uma política proactiva de gestão deve assegurar a compatibilização de usos e intervir, de forma adequada, nos vectores adequados para garantir a qualidade da água.

A descarga de águas residuais em meios hídricos constitui uma das principais pressões ambientais e um dos riscos mais elevados face à qualidade dos ecossistemas em Portugal. Nesse contexto, a modelação numérica é uma das metodologias mais adequadas para avaliação de riscos neste tipo de problemas porque, além de contribuir para a compreensão dos fenómenos de transporte e biogeoquímicos que ocorrem na massa hídrica, permite que sejam testadas hipóteses funcionais e equacionados estados futuros, ou respostas, dos sistemas perante alterações dos factores ambientais, REICHERT e VANROLLEGHEM (2001).

Neste sentido, o presente trabalho centra-se no rio Ferreira, afluente do rio Sousa (Douro) e, tendo por enquadramento um primeiro contributo para a respectiva modelação, visou uma avaliação de cenários de qualidade da água da massa hídrica perante a ocorrência de situações hidrológicas de seca.

## 2. ÁREA DE ESTUDO

O rio Ferreira desenvolve-se ao longo de, aproximadamente, 43 km, possui um módulo de 5,17 m<sup>3</sup>/s e uma inclinação média de 0,89 %. O rio nasce em Paços de Ferreira e tem por principais afluentes os rios Eiriz e Carvalhosa, desaguando no rio Sousa, no concelho de Gondomar. A sua bacia hidrográfica apresenta a área de 184 km<sup>2</sup> e o perímetro de 83 km. Na área da bacia hidrográfica do rio Ferreira residem cerca de 200 mil habitantes e existem dois sistemas de tratamento de águas residuais (ETAR), um no concelho de Paços de Ferreira e outro em Valongo. A Figura 1 apresenta a bacia hidrográfica do rio Ferreira, assim como os pontos de amostragem de água para efeitos de calibração do modelo.

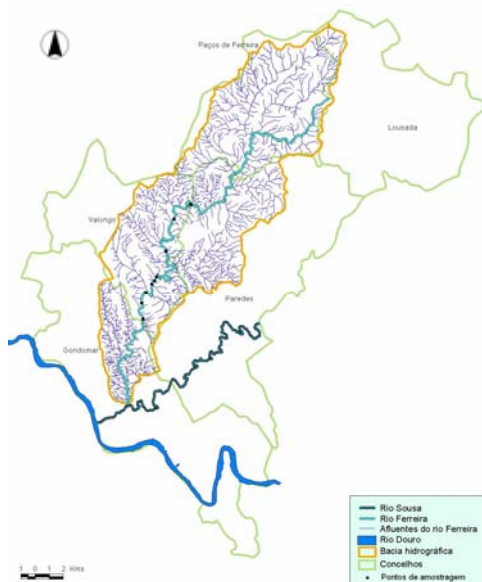


Figura 1 – Bacia hidrográfica do rio Ferreira.

## 3. METODOLOGIA

A execução do presente trabalho seguiu o esquema metodológico apresentado na Figura 2, de modo a cumprir os objectivos propostos

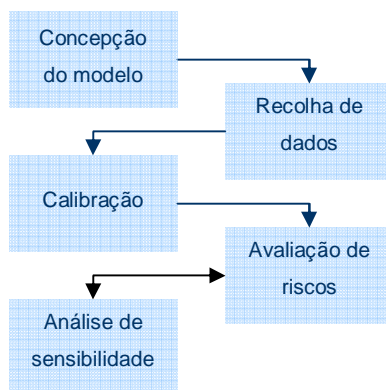


Figura 2 – Esquema metodológico do RIFERMAQ.

### 3.1. Plano de amostragem, análises físico-químicas e medição de caudais

Os dados de qualidade da água utilizados no presente trabalho foram os referenciados em MONTEIRO (2005) e os obtidos nas duas campanhas específicas levada a cabo em 15 e 24 de Novembro de 2005. As análises físico-químicas foram efectuadas conforme preceituado no Standard

Methods (1989), mais concretamente a Carência Química de Oxigénio (CQO) por uma digestão a 150 °C seguida de titulação e os nitritos, nitratos, azoto amoniacal e ortofosfatos por espectrofotometria de UV/VIS. A recolha das amostras foi efectuada em frascos de vidro e de plástico, previamente lavados com uma solução ácida e enxaguados em água ultra pura. A determinação da temperatura e do oxigénio dissolvido foi efectuada através do medidor portátil Oxi 330i (WTW), equipado com um sensor CelloX 325 (WTW).

Na determinação dos caudais instantâneos, utilizou-se um caudalímetro modelo PCM Pro (NIVUS), baseado numa medição de velocidade por um sistema ultrasónico com precisão de  $\pm 5$  mm/s. O caudal médio do rio Ferreira nesse período foi 0,62 m<sup>3</sup>/s, valor determinado pela média dos caudais instantâneos. Em termos de registo de caudais mensais, considerou-se uma série cronológica de 25 anos (1960 a 1985) apresentada por MONTEIRO (2005). A partir desta série calcularam-se os valores médios, máximos e mínimos mensais sendo que, de forma simplificada, se considerou o valor de caudais médios mensais como representativos do “ano normal”, os caudais máximos mensais como o “ano de cheia” e os caudais mínimos mensais traduzindo o “ano seco”. No que concerne à descarga da ETAR de Valongo, considerou-se um caudal médio de 110 l/s, valor obtido a partir do escoamento anual apresentado no *website* do INAG (<http://insaar.inag.pt>, Novembro de 2005). Aquele caudal é um pouco menor do que o referenciado para o dimensionamento da ETAR de Paços de Ferreira, 121-142 l/s (MONTEIRO, 2005).

### 3.2. Modelação com AQUASIM

A plataforma AQUASIM, REICHERT (1994), é um instrumento numérico de simulação ambiental permitindo identificar, testar virtualmente e analisar dados de sistemas aquáticos, naturais ou artificializados. O AQUASIM tem sido utilizado para a modelação de águas interiores com disfunções ambientais, RODRIGUES *et al.* (2006), sistemas de tratamento de águas residuais, NOGUEIRA *et al.* (2005), e contaminação de solos, MARTINS *et al.* (2005). O modelo consiste na definição de um sistema de equações diferenciais parciais e/ou ordinárias que, de forma determinística, descrevem as interacções das variáveis de estado do sistema aquático. As equações diferenciais para o fluxo de água e transporte das substâncias são seleccionadas pela escolha do compartimento, sendo a descrição dos processos biogeoquímicos caracterizada por uma estrutura aberta. O AQUASIM disponibiliza um procedimento de análise de sensibilidade sendo passível de simular condições transientes, SHANAHAN *et al.* (1998).

#### Descrição geral

O compartimento AQUASIM dedicado aos meios lóticos descreve o escoamento, transporte e transformação de substâncias (contaminantes, nutrientes, etc.). O comportamento hidráulico é equacionado com base numa aproximação cinemática e difusiva baseada nas equações de St.Venant, para o fluxo em canal aberto, e o transporte e os processos são calculados por um conjunto de equações de convecção-dispersão-reacção (Equação 1).

$$\frac{\partial(AC_i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(QC_i) + \frac{\partial}{\partial x}\left(AE \frac{\partial C_i}{\partial x}\right) + Ar_{Ci} \quad (1)$$

sendo  $A$  (m<sup>2</sup>) a secção,  $Q$  (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) o caudal,  $C_i$ (g.m<sup>-3</sup>) a concentração da substância  $i$ ,  $E$  o coeficiente de dispersão longitudinal e  $r_{Ci}$  (s<sup>-1</sup>) a taxa de reacção.

#### Desenvolvimento

O presente modelo biogeoquímico foi denominado por RIFERMAQ (RioFERreiraModeloAQquasim) e teve como plataforma conceptual o River Water Quality Model nº1 – RWQM1, REICHERT *et al.*



### 3.3. Análise de sensibilidade

A análise da sensibilidade combina tarefas da análise da identificabilidade e da análise da incerteza. O objectivo da análise da identificabilidade é verificar se os parâmetros do modelo podem ser determinados com os dados disponíveis e estimar a incerteza, através da estimativa de erros-padrão e de coeficientes de correlação. A Equação 3 mede a variação absoluta em  $y$  de uma variação de 100 % em  $p$ , sendo as variações calculadas por uma aproximação linear.

$$\delta_{y,p}^{a,r} = p \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3)$$

$y$  é uma variável arbitrária calculada pelo AQUASIM e  $p$  é um parâmetro do modelo. A sensibilidade absoluta-relativa (Equação 3), não depende das unidades, tornando possível efectuar comparações quantitativas do efeito de diferentes parâmetros  $p$  numa variável  $y$  comum. No caso do presente estudo, optou-se por se efectuar a análise de sensibilidade à concentração de oxigénio dissolvido. Assim, estudaram-se as variações provocadas na concentração de oxigénio dissolvido pela variação em  $\pm 100\%$  do valor do coeficiente de rearejamento,  $C_r$ .

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Calibração

As Figuras 3 e 4 apresentam, para a extensão em estudo do rio Ferreira, os dados experimentais disponíveis e os perfis simulados pelo RIFERMAQ para a concentração de matéria orgânica ( $CQO_{solúvel}$ ), concentração de oxigénio dissolvido (OD), nitrato ( $NO_3$ ), nitrito ( $NO_2$ ), azoto amoniacal ( $NH_4^+$ ).

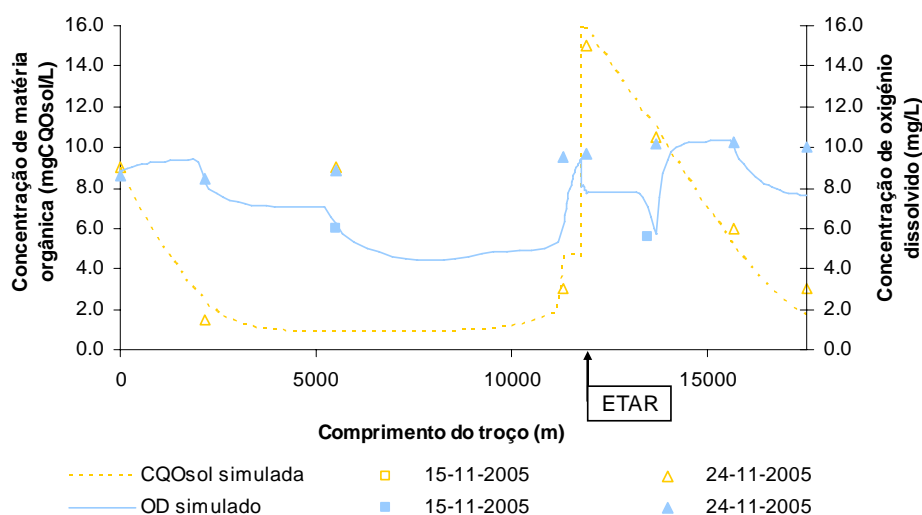


Figura 3 – Variação da concentração de matéria orgânica (curva a amarelo) e do oxigénio dissolvido (curva a azul) ao longo da extensão em estudo (as linhas representam os valores simulados, os pontos representam os valores experimentais).

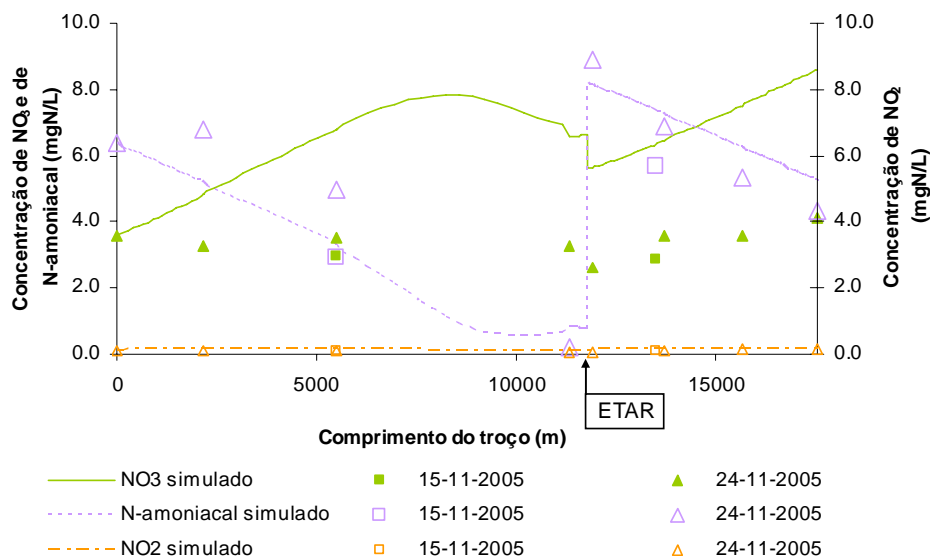


Figura 4 – Variação da concentração dos compostos azotados ao longo do trecho em estudo (as linhas representam os valores simulados, os pontos representam os valores experimentais).

#### 4.2. Avaliação de riscos: ano hidrológico seco

Com o objectivo de efectuar uma análise aos riscos provocados pela ocorrência de fenómenos hidrológicos extremos, apresenta-se na Figura 5 a variação da concentração de oxigénio dissolvido e de matéria orgânica ao longo de um ano hidrológico seco.

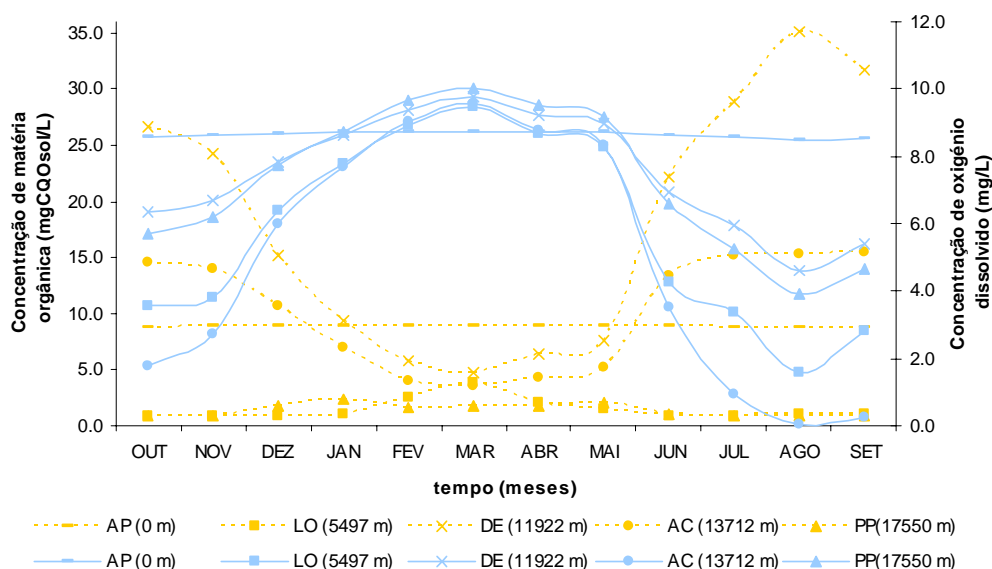


Figura 5 – Variação da concentração de matéria orgânica (curva amarela) e de oxigénio dissolvido (curva azul) em vários pontos do trecho em estudo ao longo de um ano hidrológico seco; (AP – Alto da Parteira; LO – Ponte da Lomba; DE – 100 m a jusante da descarga da ETAR de Valongo; AC – Alto do Castelo; PP – limite do parque paleozóico).

Nas Figuras 6 e 7 apresenta-se a variação da concentração de oxigénio dissolvido e da matéria orgânica ao longo do trecho em estudo em termos médios anuais e mensais, assim como os registados

na campanha de amostragem efectuada em Novembro de 2005.

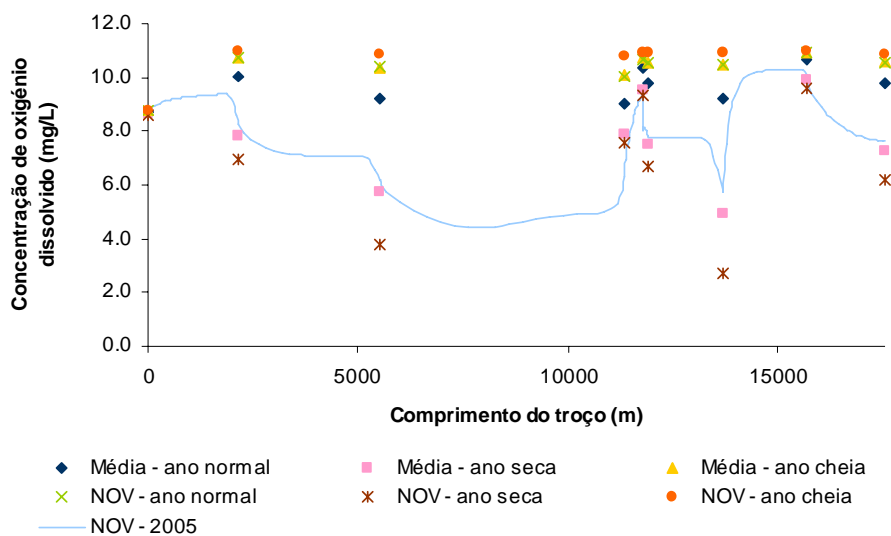


Figura 6 – Variação da concentração de oxigénio dissolvido ao longo do troço em estudo em termos médios anuais, mensais e em Novembro de 2005.

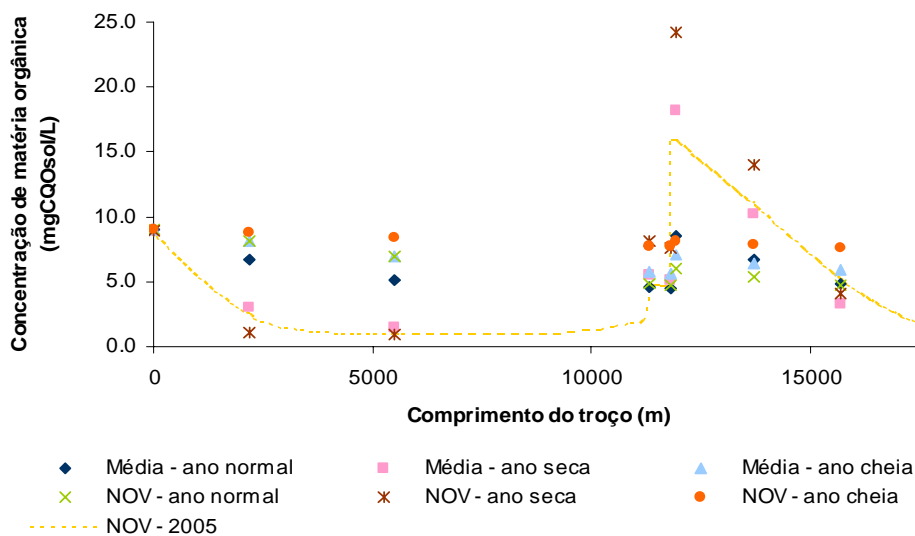


Figura 7 – Variação da concentração de matéria orgânica ao longo da extensão em estudo em termos médios anuais, mensais e em Novembro de 2005.

#### 4.3. Análise de sensibilidade

Na Figura 8 apresentam-se os resultados obtidos na análise de sensibilidade efectuada à concentração de oxigénio dissolvido.

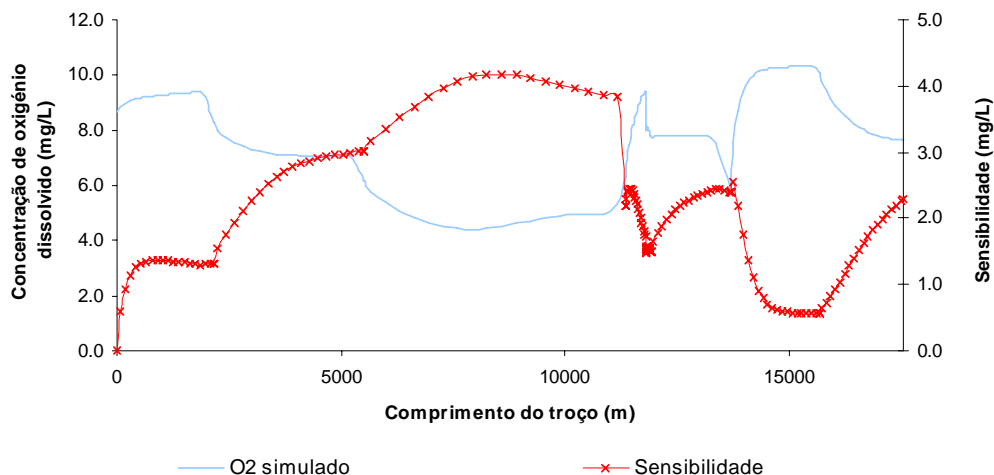


Figura 8 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da sensibilidade da concentração de oxigênio dissolvido relativamente ao parâmetro  $C_r$ , ao longo da extensão em estudo.

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Calibração

Em conformidade com o observado nas Figuras 3 e 4, verifica-se que o RIFERMAQ se ajusta aos dados experimentais de qualidade da água e à respectiva variação ao longo do troço estudado do rio Ferreira, o que demonstra a sua exequibilidade e a adequação dos parâmetros e variáveis seleccionadas para o efeito. A análise da Figura 3 mostra a conformidade com os valores experimentais de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. Verifica-se, também, que a uma redução do valor da matéria orgânica corresponde, como seria de esperar, uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, suportando um previsível crescimento de biomassa. O aumento da concentração de matéria orgânica ( $15 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ) é notório junto da descarga de águas residuais no meio hídrico mas, nos 5000 m subsequentes, a massa de água recupera os níveis anteriores ( $2 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ). O valor de matéria orgânica ( $9 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ) obtido no início do troço objecto de modelação é elevado, podendo justificar-se pela relativa proximidade (6,1 km) da ETAR de Paços de Ferreira.

Na parte inicial do troço objecto de estudo, ou seja, até ao ponto da descarga da ETAR, a concentração de oxigênio não se afasta significativamente dos valores atingidos após esta infraestrutura. Admite-se que esta ocorrência resulte da parte inicial do troço do rio Ferreira ser caracterizada pela existência de (pequenos) açudes e por uma largura média de rio na ordem dos 15,0 m a 20,0 m, contra um percurso com muitos rápidos e uma largura média na ordem dos 10,0 m depois da ETAR, facto que potencia o rearejamento e oxigenação do meio, como pode ser verificado pelo aumento do valor médio da constante de rearejamento para, aproximadamente, o dobro ( $67 \text{ d}^{-1}$  a montante da ETAR e  $141 \text{ d}^{-1}$  a jusante). Estes valores da constante de rearejamento foram comparados com os obtidos por outros métodos de cálculo BENEDETTI e SFORZI (1999), que apontavam valores superiores. Este fenómeno contrabalança (anula) o presumível défice associado ao consumo para a oxidação da matéria orgânica.

A Figura 4 permite constatar que a concentração de azoto amoniacal diminui ao longo do troço em estudo e que, pelo contrário, aumenta a concentração de nitrato, sendo os valores da concentração de azoto amoniacal superiores aos valores máximos recomendados para o uso da água para consumo humano, independentemente do tratamento a ser efectuado. Verifica-se, ainda, que a concentração de nitrito se mantém a níveis baixos e constantes, tal como esperado para uma espécie de rápida degradação neste tipo de massas de água VANROLLEGHEM *et al.* (2001). A redução da concentração de azoto amoniacal e o aumento da concentração de nitrato é indicativo da ocorrência do processo de



nitrificação, explicando o facto de a concentração de nitrito se manter residual. Contudo, o ajuste verificado entre valores simulados e experimentais apenas ocorre para a concentração de azoto amoniacal e para o nitrito. A simulação para o nitrato não regista aproximação aos valores experimentais, o que pode indicar a existência de um processo de desnitrificação. Este processo de desnitrificação, que pode ocorrer nos sedimentos MEYBECK *et al.* (1992), poderá estar relacionado com a presença de sedimentos orgânicos, sendo que se verificou que, em certas zonas lânticas do rio Ferreira, o leito possuía uma camada de sedimentos com cerca de 50 cm de profundidade. Estas condições são propícias ao desenvolvimento de zonas anóxicas e anaeróbias e, por conseguinte, ao crescimento de microrganismos desnitrificantes (e metanogénicos) verificando-se, por agitação, uma libertação de gás *in situ*. Considerando a desnitrificação limitada pelo carbono orgânico, HAAG e KAUPENJOHANN (2001), as taxas de desnitrificação poderão aumentar (10 a 20 % em rios pouco poluídos e cerca de 50 % em rios considerados poluídos) com a presença de matéria orgânica, o que acontece em rios que possuem importantes depósitos de sólidos orgânicos sedimentáveis, BILLEN *et al.* (1985). Verificou-se que na parte inicial do troço em estudo, a concentração de ortofosfatos sofre algum consumo até à zona da ETAR e, nesse ponto, se regista um novo incremento da concentração de fósforo, que se mantém relativamente constante até ao final.

Finalmente, importa registar que o balanço material à fronteira seleccionada para o RIFERMAQ não se encontra fechado. O fecho dos balanços materiais é um dos motivos para procurar modelos mais complexos em termos de extensão dos fenómenos envolvidos. Assim, um possível próximo passo será contemplar, para esse efeito, um aumento de biomassa, considerada actualmente como constante. A implementação de um modelo para os sedimentos também poderá contribuir para o fecho dos balanços materiais, REICHERT *et al.* (2001).

## 5.2. Avaliação de riscos: condições hidrológicas extremas

Em termos de avaliação dos riscos ambientais em ano hidrológico seco, o resultado da simulação efectuada pelo RIFERMAQ indica que a concentração de matéria orgânica na massa hídrica é, nessas condições, fortemente afectada pela descarga da ETAR (Figura 5). Nos meses mais secos (Junho-Outubro) é a jusante da descarga da ETAR (11922 m) e no Alto do Castelo (13712 m) que se observaria a maior concentração de matéria orgânica, podendo atingir-se valores na ordem dos 30 mgCQO<sub>solúvel/l</sub>, o que constituiria uma pressão muito significativa sobre o ecossistema aquático. Este facto deve-se ao efeito conjunto da redução do efeito de diluição no caudal de estiagem do rio e pela manutenção do caudal rejeitado pela ETAR ainda que haja, ao longo de toda a extensão do rio, o efeito da degradação da matéria orgânica em resultado da actividade biológica. No que concerne à concentração de oxigénio dissolvido em anos secos, em resultado da redução do escoamento e dado o efeito da temperatura na solubilidade, o seu valor será menor nos meses de Verão. Em certos locais, a baixa profundidade e o aumento da temperatura podem ter implicações ao nível da concentração do oxigénio, em especial se existirem zonas estagnadas de reduzida velocidade de escoamento e mistura, circunstância que se regista durante os meses de Agosto e Setembro. Como se pode comprovar pela análise da Figura 5, a simulação da concentração de oxigénio dissolvido indica que a concentração deste elemento é praticamente nula no Alto do Castelo - facto que se pode compreender pelo consumo de oxigénio necessário para a degradação da matéria orgânica descarregada pela ETAR - ainda que se possa considerar como algo crítico o valor de oxigénio simulado em Ponte da Lomba sendo que, neste caso, será devido ao valor inicial de matéria orgânica (9 mgCQO<sub>solúvel/l</sub>) considerado na modelação e à presença de pequenos açudes, o que provoca uma menor velocidade e um conseqüente menor rearejamento. Em contrapartida, é interessante notar que, testando um ano hidrológico húmido, as concentrações de matéria orgânica e de oxigénio dissolvido mantêm-se relativamente constantes ao longo do ano. Nesse ano, o oxigénio permanece praticamente ao nível da saturação, significando um menor risco ambiental no troço, nessas condições.



BILLEN G., SOMVILLE E., DE BECKER E. AND SERVAIS P. "A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin". *Netherlands. Journal of Sea Research*, **19**(3/4), 1985, pp. 223-230.

HAAG, D., KAUPENJOHANN, M. – "Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **86**, 2001, pp. 1–21.

MARTINS G., RIBEIRO D., NOGUEIRA R., BRITO A. - "Modelação da contaminação do solo com ferramenta AQUASIM". *II Encontro Internacional DEPURANAT – Gestão sustentável de águas residuais*, 2005, Vila Verde - Portugal.

MEYBECK, M., FRIEDRICH, G., THOMAS R. AND CHAPMAN D. - "Rivers", in *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring* - Second Edition, UNESCO/WHO/UNEP, 1992

MONTEIRO, P. - "Estudo Hidrológico e de Qualidade da Água no Rio Ferreira" Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2005.

NOGUEIRA R., ELETER D., BRITO A.G, MELO L. F., Wagner M. and Morgenroth E. - "Evaluating heterotrophic growth in a nitrifying biofilm reactor using fluorescence in situ hybridization and mathematical modelling". *Wat. Sci. Tech.*, **52** (7), 2005, pp. 135-145.

REICHERT P., BORCHARDT D., HENZE M., RAUCH W., SHANAHAN, P., SOMLYODY, L., VANROLLEGHEM, P. - "River Water Quality Model No. 1". *Scientific and Technical Report Series*, 2001

REICHERT, P. - "AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems". *Wat. Sci. Tech.*, **30** (2), 1994, pp. 21-30.

REICHERT, P. AND VANROLLEGHEM, P. – "Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1)". *Water Science and Technology*, **43**(7), 2001, pp. 329-338.

RODRIGUES, A., PACHECO, D., RIBEIRO, D., BRUNS, S., NOGUEIRA, R., COUTINHO, R., BRITO, A.G., - "Modelling as a tool to assess phosphorus exchange between sediments and water in eutrophic lakes". *In Modelling, identification and control*, 6-8 Feb., 2006, Lanzarote (aceite).

SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L., RAUCH, W., REICHERT, P., SOMLYÓDY, L. AND VANROLLEGHEM, P. - "River Water Quality Modelling: II. Problems of the Art". Presented at the IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, 21-26 June 1998

VANROLLEGHEM, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., REICHERT, P., SHANAHAN, P. AND SOMLYÓDY, L. - "River Water Quality Model No.1 (RWQM1):III. Biochemical submodel selection". *Wat. Sci. Tech.*, **43**(5), 2001, pp. 31-40.