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

INTEGRATED MODELLING OF WATERSHED AND RESERVOIRS: POCINHO AND ENXOÉS CASES

Henrique Coelho
Hidromod Modelação em Engenharia, Lda

Pedro C. Leitão
MARETEC, Instituto Superior Técnico

RESUMO: Muitas albufeiras em Portugal apresentam-se eutrofizadas, em geral devido a excessivas cargas de fósforo produzidas na bacia drenante. Frequentemente, por questões legais e também por questões práticas, temos de compreender o funcionamento do sistema, nomeadamente no que diz respeito ao peso relativo das cargas internas versus cargas externas, ou o peso relativo das cargas difusas versus cargas pontuais na bacia. Noutras circunstâncias é necessário determinar qual a carga máxima de nutrientes que uma albufeira pode suportar, mantendo uma qualidade da água aceitável tendo em vista os fins a que se destina. Noutras ainda, é necessário estimar qual o comportamento da albufeira em resposta a uma alteração na gestão da bacia. Em todas estas situações a modelação matemática funciona como um auxiliar precioso no estudo quer da albufeira quer da bacia drenante.
No entanto, a metodologia a aplicar depende muito da região em estudo e da quantidade/qualidade dos dados disponíveis. Neste trabalho apresentam-se dois exemplos bastante distintos: um na albufeira do Pocinho, localizada no rio Douro, e outro na albufeira do Enxoé,localizada no Alentejo, na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

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

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

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

keywords: eutrophication , reservoir, catchment, modelling.

1. INTRODUÇÃO - MODELAÇÃO DE ALBUFEIRAS

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

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

2. MODELOS DE ALBUFEIRAS

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

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

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

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

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

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

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

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

Como já foi referido, na versão standard do CE-QUAL-W2 o compartimento dos sedimentos apresenta algumas limitações. Nomeadamente o facto de o modelo assumir que o reservatório de fósforo adsorvido à matéria particulada é infinito constitui um problema quando se utiliza o modelo com o intuito de prever impactes positivos da redução de cargas afluentes à albufeira. Nessa situação é de prever que a quantidade de fósforo adsorvido à matéria particulada diminua. Ao assumir que essa quantidade de fósforo é infinita assume-se que a carga interna de nutrientes só depende da quantidade de matéria orgânica degradada e da consequente anoxia. Assim, foram introduzidas modificações no modelo que permitem reproduzir melhor estes processos.

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

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

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

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

fósforo libertável é infinita (o modelo contempla uma reacção de ordem zero). Na nova versão do modelo foi introduzida uma reacção de 1ª ordem, em que a quantidade de fósforo libertada, em condições de anoxia, é proporcional à quantidade de fósforo retida. Isto obrigou à criação de uma nova variável de estado, que representa a quantidade de fósforo retido e que pode ser libertado em condições anóxicas.
Além desta modificação foi introduzido um módulo para simular o zooplâncton e assim ultrapassar outra das principais limitações do modelo original.

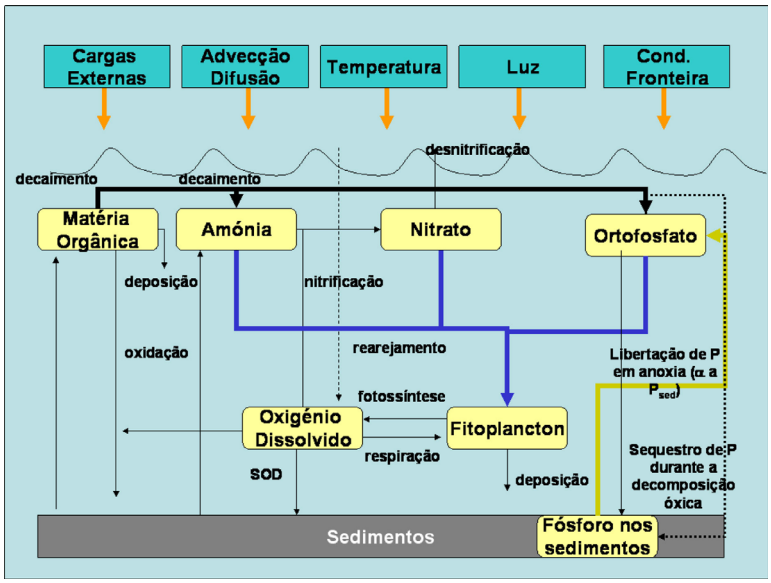

Figura 1 – Representação esquemática dos principais processos representados na versão do modelo CE-QUAL-W2 utilizada.

3. METODOLOGIA

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

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

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

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

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

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

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

onde α é um factor de correcção para lagos estratificados, V_s o volume de sedimentos, V o volume da albufeira, P a concentração média de fósforo na albufeira, Q o caudal de saída da albufeira, A a área da superfície da albufeira, k_1 a taxa de sedimentação, k_2 a taxa de libertação de fósforo a partir dos sedimentos e k_3 a fracção de fósforo que não pode ser trocada. O sistema de equações é resolvido em ordem a L_{in} e P_s (a carga de P que chega à albufeira e a concentração de fósforo nos sedimentos, respectivamente). A resolução do sistema de equações depende, no entanto, da determinação das constantes k_1 , k_2 e k_3, e ainda de α e de V_s. Tipicamente utilizam-se α = 0.5 e k_3 = 0.3.

A constante k_2 constitui um dos grandes problemas do modelo. Existindo informação disponível sobre os perfis de fósforo, a constante pode ser determinada a partir da quantidade total de fósforo libertada que se calcula a partir do integral , $\int_b^h \left[(P_b - P_s)_{summer} - (P_b - P_s)_{spring}\right] dz$

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

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

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

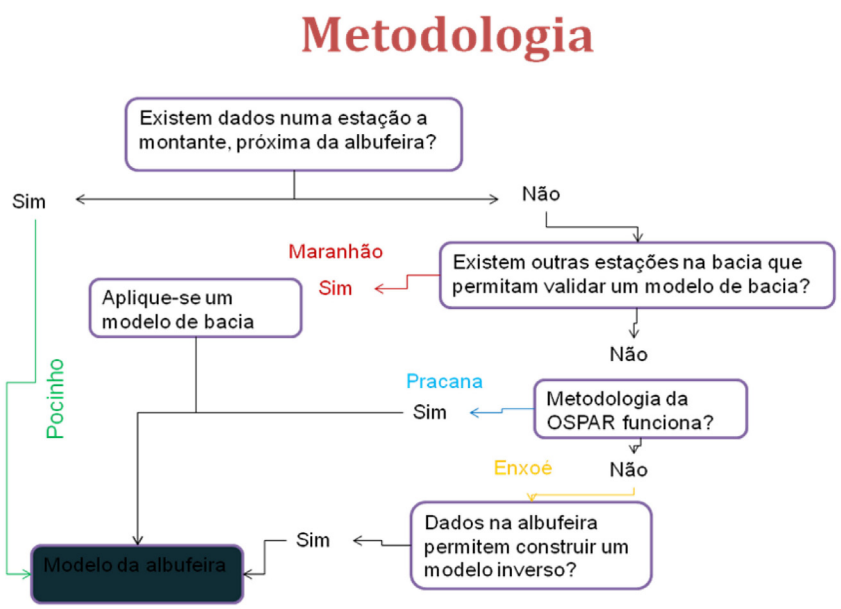

Figura 2 – Esquema representativo do sistema de determinação das cargas afluentes a uma albufeira. Indica-se um exemplo em que cada um dos métodos funcionou, permitindo obter resultados satisfatórios.

4. CASOS DE ESTUDO

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

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

Foram analisados os dados disponíveis que permitem não só caracterizar a albufeira do Pocinho mas também as afluências à referida albufeira. Determinaram-se as cargas externas de nutrientes com base nos caudais afluentes e nas concentrações de azoto e fósforo medidas na estação de monitorização de Barca D'Alva. Os valores médios estimados para os anos de 2001 e 2004 foram: 2002 ton P/ano e 30421 ton N/ano, respectivamente. Verificou-se que as cargas de azoto e fósforo estão muito bem correlacionadas com o caudal afluente como seria de esperar.

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

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

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

A análise dos dados revela também outros sintomas de eutrofização, como seja a ocorrência de blooms de cianobactérias em anos relativamente secos. Foi aplicada uma versão do modelo CE-QUAL-W2 modificada para permitir a correcta simulação das trocas de fósforo entre a coluna de água e os sedimentos. Os resultados obtidos para a albufeira do Pocinho sumarizam-se no Quadro 2. Quer as médias geométricas quer as médias aritméticas calculadas com o modelo, mostram uma concordância muito razoável com os dados (ver Quadro 3). A concordância é reforçada com o cálclulo dos erros entre o modelo e os dados. A qualidade dos resultados obtidos para a albufeira do Pocinho, mostra que existindo uma boa condição de fronteira, a simulação dos processos que ocorrem na albufeira é relativamente simples.

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

Foi possível concluir que os blooms de cianobactérias parecem favorecidos em anos relativamente secos.
As trocas de fósforo entre os sedimentos e a coluna de água foram avaliadas também com base nos resultados do modelo. Conclui-se que para o total dos 4 anos simulados a albufeira constitui um poço de fósforo, i. e., a albufeira perde fósforo para os sedimentos. No entanto, em anos específicos como o de 2002 isso não acontece. Nesse caso, o fluxo foi de 56 ton/ano no sentido da coluna de água (6.5% da carga externa total desse ano).
Como de uma forma geral a carga interna de nutrientes não deve ser muito significativa, é de esperar que a albufeira responda muito rapidamente a qualquer redução da carga externa.
A albufeira do Enxoé localiza-se na margem esquerda do Guadiana. Nesta albufeira os problemas de qualidade transformam-se em problemas de escassez de água durante o Verão, visto que a albufeira foi construída com o fim de fornecer água para consumo humano. Após 2001, tem sido frequente que os blooms de cianobactérias impeçam a produção de água com este fim.
As médias geométricas dos nutrientes, observadas no Enxoé entre 1998 e 2006, mostram um aumento significativo de fosfato e fósforo total após as cheias de Dezembro de 2000. Tal não se observa nos nitratos. Em consequência disso, observa-se uma redução significativa da razão N:P que em geral conduz a um aumento da ocorrência de cianobactérias – porque estas competem melhor pelo azoto. Havens *et al.* (2003), utilizando apenas formas inorgânicas de azoto e fósforo, estabeleceram que para razões N:P inferiores a 10:1 as cianobactérias tornam-se no grupo dominante. Ora os dados mostram claramente que a razão N:P após 2000 desceu claramente abaixo de 10:1 e assim permaneceu nos anos seguintes. Só após 2002 se verificou um aumento significativo da abundância de cianobactérias embora a concentração de fósforo tenha aumentado logo em 2001. As abundâncias relativas de cianobactérias após 2002 são da ordem de 100%. Isto significa não só que as cianobactérias são o grupo dominante como o são durante todo o ano, o que está muito longe do padrão típico em lagos sob climas temperados. Este comportamento é muito diferente do que se observa nas albufeiras a Norte.
Uma boa indicação de que as albufeiras do Sul têm um comportamento diferente sai da análise multivariada do Indice de Estado Trófico (ver Figura 3). Enquanto a Norte se distingue perfeitamente o período de Verão, em que o decaimento da luz é essencialmente dominado pela presença de cianobactérias, do período de Inverno, em que esse decaimento está relacionado com a presença de material em suspensão na água; a Sul isso não acontece. Por exemplo, na albufeira do Enxoé o decaimento está sempre relacionado com a presença de cianobactérias o que se torna evidente na análise multivariada onde a biomassa estimada a partir da profundidade do disco de Secchi excede sempre a biomassa estimada a partir da clorofila-a (para mais detalhes sobre o significado ver o artigo de Carlson, 1977). Aparentemente isto tem muito a ver com o regime dos rios. A Sul é frequente os rios estarem secos durante uma parte do ano. Em alguns anos o runnoff é reduzido durante todo o ano. Isso significaria que em muitos anos as cargas de nutrientes produzidas na bacia não são transportadas para a albufeira. Isso acontece apenas nalguns anos particulares como foi o caso de 2000/2001. As cheias de Dezembro de 2000 terão transportado para a albufeira enormes quantidades de matéria orgânica e nutrientes que se teriam acumulado na bacia nos anos anteriores.
Este modelo conceptual pode ser confirmado por um modelo matemático aplicado à albufeira. Mas neste caso, essa aplicação tem algumas dificuldades adicionais. A não existência de quaisquer dados na bacia, nem de qualidade nem de quantidade, obriga à aplicação de um qualquer modelo que permita estimar as cargas poluentes afluentes à albufeira. Uma possibilidade é fazer esta estimativa com base na metodologia proposta pela OSPAR. Outra hipótese é utilizar um modelo de bacia (e. g. SWAT). Nenhuma destas possibilidades funcionou no caso do Enxoé porque não permite uma boa representação da condição de fronteira. Duma forma geral, estas abordagens sobrestimam as cargas em anos secos e subestimam-nas em anos húmidos. A solução para encontrar uma boa estimativa das cargas produzidas na bacia do Enxoé passou pela elaboração e implementação do modelo inverso descrito, i. e., de um modelo que a partir dos dados existentes na albufeira permite estimar o que está a ser transportado pelo rio.
A implementação do modelo inverso descrito nas secções anteriores com o objectivo de produzir uma condição de fronteira compatível com o estado da albufeira conduziu ao uso desses resultados como estação de monitorização virtual que serviu para calibrar o modelo de bacia. Uma vez calibrado o modelo de bacia (ver Figura 4), os seus resultados foram utilizados como condição de fronteira do modelo da albufeira.
Os resultados obtidos mostram claramente as melhorias que se obtêm quando se aplicam as condições de fronteira calibradas para os resultados do modelo inverso. Em particular a melhoria conseguida na simulação da biomassa de cianobactérias é notável (ver Figura 5). De facto, os resultados mostram que a simulação em que se consideram as condições geradas pelo modelo inverso têm uma concordância quase absoluta com os dados. Tal não acontece com a simulação em que o modelo de bacia não tem em consideração os resultados produzidos pelo modelo inverso.

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

Parâmetro	Média Aritmética	Média Geométrica
	Modelo (dados entre 2001 a 2004)	Modelo (dados entre 2001 a 2004)
NH4	0.1 (0.08)	0.08 (0.058)
NO3	6.3 (5.2)	4.4 (3.8)
P2O5	0.11 (0.12)	0.08 (0.11)
Ptotal	0.11 (0.08)	0.05 (0.047)
Chl-a	9.7 (10)	4.25 (4.3)

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

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

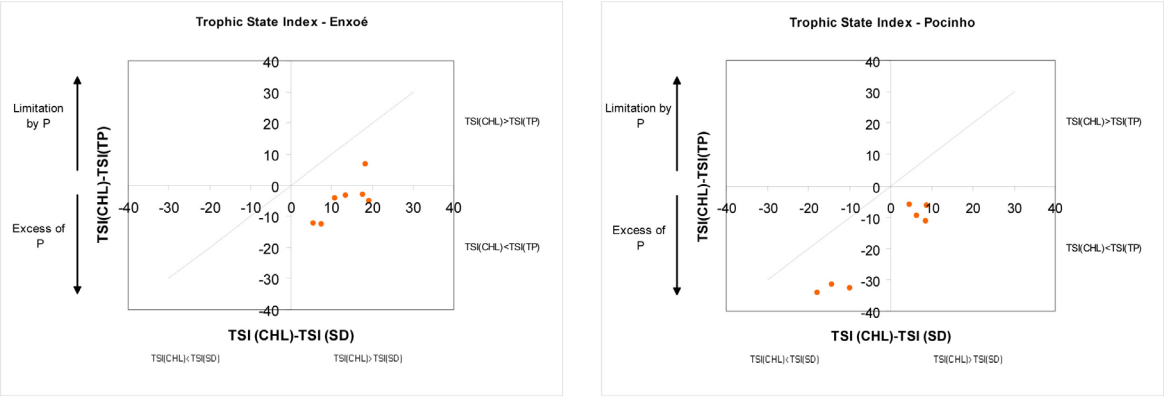

Figura 3 – Análise multivariada do índice do Estado Trófico de Carlson para as albufeiras do Enxoé e do Pocinho.

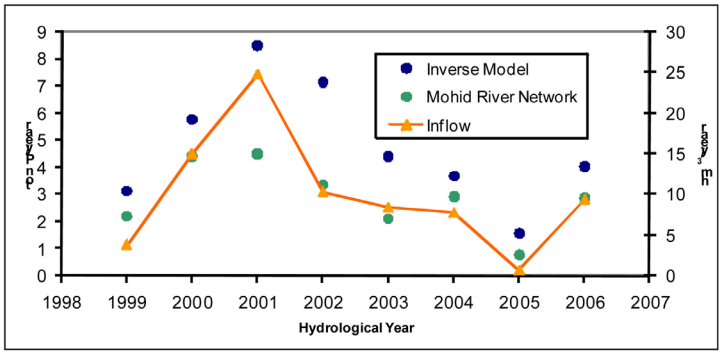

Figura 4 – Caudais afluentes à albufeira do Enxoé calculados com o modelo de bacia (linha laranja) e carga de fósforo afluente calculada com o modelo de bacia: a verde os resultados do modelo de bacia sem calibração; a azul os resultados do modelo de bacia com a calibração através do modelo inverso.

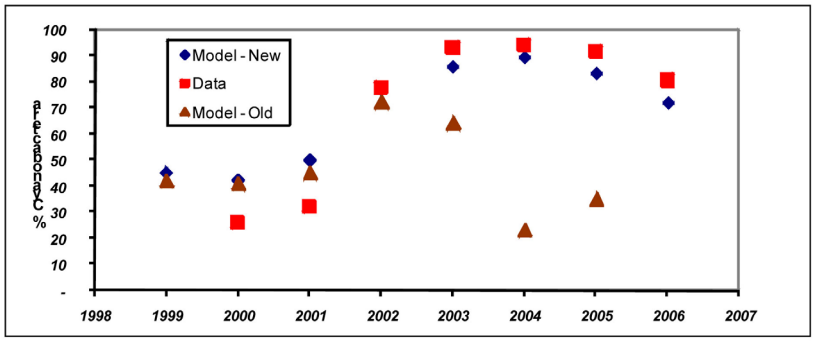

Figura 5 – Média geométrica anual da percentagem de cianobactérias na população de algas da albufeira.

5. CONCLUSÕES

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

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

BIBLIOGRAFIA

BORGVANG, S-A. e SELVIK, J.S., 2000. Development of HARP Guidelines – Harmonised Quantification and Reporting Procedure for Nutrients. SFT Report 1759/2000. ISBN 82-7655-401-6. 179 pp.

CARLSON, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, Vol 22 (2): 361-369

HAVENS, K., R. THOMAS JAMES, T. EAST AND VAL H. SMITH, 2003. N:P ratios, ligth limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Env. Pollution, Vol 122: 379-390