

QUALIDADE DA ÁGUA NA RIA FORMOSA: COMBINANDO TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM E DE MODELAÇÃO PARA UMA GESTÃO INTEGRADA DAS ÁGUAS RESIDUAIS

Flávio A. MARTINS(1); Ramiro J. NEVES(2); Anabela N. Venâncio(1); Selma M. GABRIEL(1); António M. MARTINS(3); Joaquim FREIRE(3)

RESUMO

Aplica-se uma técnica combinada de amostragem clássica, perfilagem *in situ* com sonda multiparamétrica e modelação matemática para avaliar a qualidade da água da Ria Formosa como meio receptor dos efluentes das ETAR's. O sistema de modelação desenvolvido baseia-se num modelo hidrodinâmico que resolve as equações de águas pouco profundas pelo método dos volumes finitos acoplado a um modelo de transporte Lagrangiano para a simulação das plumas microbiológicas. Este sistema é usado como ferramenta de gestão para ensaiar diferentes cenários de descarga com variação da localização do ponto de descarga, analisando o impacto das alternativas no meio receptor.

PALAVRAS CHAVE

RIA FORMOSA, QUALIDADE DA ÁGUA, MONITORIZAÇÃO, MODELAÇÃO, ÁGUAS RESIDUAIS, MEIO RECEPTOR

¹ Escola Superior de Tecnologia, Universidade do Algarve, Campus da Penha 8005-139 Faro, Portugal. fmartins@ualg.pt, avenancio@ualg.pt, semhga@yahoo.com.br

² Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, Portugal. ramiro.neves@ist.utl.pt

³ Águas do Algarve S.A., Rua do Repouso N°10 8000-302 Faro, Portugal. m.martins@aguasdoalgarve.pt, j.freire@aguasdoalgarve.pt

1 - INTRODUÇÃO

A monitorização da qualidade da água tem evoluído nos últimos anos no sentido de aplicar novas técnicas e procedimentos que permitem uma visão integrada do estado do sistema e dos processos que nele ocorrem. Para além das amostragens tradicionais em pontos e instantes discretos, com análise em laboratório, são hoje aplicadas em todo o mundo técnicas de perfilagem em contínuo com o recurso a sensores instalados em embarcações ou fixos em locais de elevada dinâmica (HODGE *et al.*, 2004). Estão disponíveis a preços competitivos uma multiplicidade de tecnologias como perfiladores acústicos (ADCPs); CTDs; sondas para a medição de propriedades físicas e químicas; técnicas de fluorescência e técnicas de injeção de reagentes. Encontram-se também em desenvolvimento técnicas usando bio-marcadores e bio-ensaios, que permitirão num futuro próximo análises rápidas das consequências da qualidade da água sobre os organismos (ALLAN *et al.*, 2006), (DWORAK *et al.*, 2005). No contexto actual a monitorização de um corpo de água não se pode limitar a um conjunto mais ou menos sofisticado de medições. Os resultados da monitorização, para além de indicarem o estado do sistema também têm de possuir capacidade de previsão, sendo para isso necessário compreender os fenómenos em presença. A modelação matemática surge assim como uma ferramenta lógica no processo de monitorização. A Directiva Quadro da Água (2000/60/EC), a directiva dos nitratos (91/676/CEE) e mais recentemente a directiva das águas balneares (2006/7/CE) referenciam de forma explícita a necessidade da modelação nos planos de monitorização. Nesta comunicação apresentam-se os resultados da monitorização da qualidade da água usando uma metodologia que integra medidas em laboratório, medidas com sensores e modelação matemática. O programa de monitorização estendeu-se a cinco meios receptores, apresentando-se apenas os resultados referentes aos meios receptores da ETAR de Faro NW e da ETAR de Tavira, onde se englobou também o Canal de Cabanas e a Ribeira de Almargin (Figura 1).

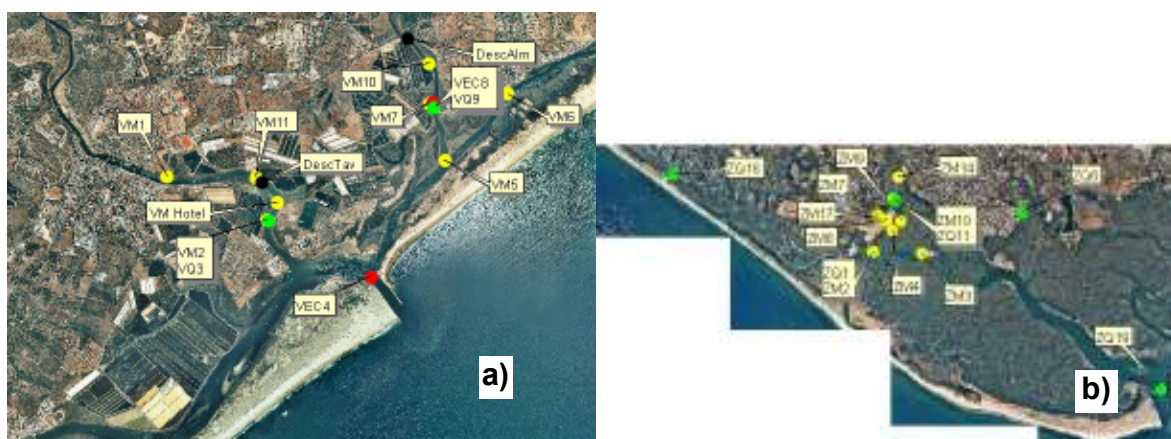


Figura 1: Localização dos meios receptores e respectivos pontos de amostragem clássica (M: microbiologia; Q: Química+Clorofila). a) Tavira-Almargin, b) Faro NW.

2 - MÉTODOS

Utilizaram-se simultaneamente amostragens clássicas com análises em laboratório, amostragem de perfis em contínuo e simulação matemática. As campanhas decorreram com uma periodicidade mensal de Dezembro de 2004 a Novembro de 2005. Na amostragem clássica analisaram-se as propriedades indicadas no Quadro 1.

Quadro 1: Propriedades e métodos utilizados na amostragem clássica.

| | <i>Parâmetro</i> | <i>Método de Análise*</i> |
|---------------|--------------------------------|--|
| Microbiologia | Coliformes totais | IDXX Colilert 18 |
| | Coliformes fecais | SMEWW 9221 -E |
| | Enterococos fecais | IDXX Enteroalert |
| | Escherichia coli | IDXX Colilert 18 |
| Química+Clá | Amónia | SMEWW 4500 NH3-F |
| | Nitrato | SMEWW 4500 NO3-F |
| | Azoto total | SMEWW 4500 Norg B+ 4500 NO3-F+4500 NH3-F |
| | Azoto dissolvido | SMEWW 4500 Norg B+ 4500 NO3-F+450 NH3-F |
| | Oxigénio Dissolvido | SMEWW 4500-O C |
| | Salinidade | SMEWW 2520 B |
| | Clorofila a | SMEWW 10200 H 2 |
| | pH (20 °C) –Escala de Sorensen | SMEWW 4500 B |

(*SMEWW - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater)

A amostragem com sensores foi efectuada usando uma sonda YSI 6600 montada numa embarcação e ligada a uma aquisição de dados Campbell Scientifics CR10X. As propriedades analisadas foram as constantes do Quadro 2. Com este sistema foi possível efectuar aquisição em contínuo de perfis horizontais de propriedades durante as campanhas, contribuindo para preencher as lacunas entre pontos de amostragem e para conhecer os gradientes espaciais das suas variações.

Quadro 2 Propriedades medidas pela sonda YSI 6600 na amostragem *in situ*:

| <i>Parâmetro</i> | <i>Unidades</i> |
|------------------------|-------------------|
| Temperatura | °C |
| pH | - |
| Oxigénio Dissolvido | mg/L |
| Oxigénio (% saturação) | % |
| Turbidez | NTU |
| Condutividade | mS/cm |
| Salinidade | psu |
| Potencial O.R. | mV |
| Clorofila | mg/l |
| Tempo | aa/mm/dd-hh:mm:ss |
| Coordenadas X e Y | UTM (m) |

A modelação foi efectuada usando o sistema de modelação MOHID (www.mohid.com).

Neste trabalho foram utilizados apenas o módulo de simulação hidrodinâmica, o módulo de qualidade da água e o módulo de transporte Lagrangiano. A circulação é simulada resolvendo as equações de águas pouco profundas pelo método dos volumes finitos (Martins et al., 2001). Utiliza-se uma discretização cartesiana descentrada no espaço com uma malha do tipo “C” de Arakawa (Arakawa e Lamb, 1977) e uma discretização temporal do tipo ADI (Alternate Direction Implicit).

O modelo de qualidade da água resolve o ciclo do Azoto e do Carbono usando uma metodologia do tipo “Zero-D” sendo os constituintes transportados por um modelo euleriano semelhante ao do modelo hidrodinâmico (Pina, 2001), (Martins *et al.*, 2003).

A simulação das plumas das ETAR é efectuada usando um modelo de transporte do tipo Lagrangiano. Neste modelo a massa de água da descarga é associada a massas individuais de água que são libertadas a curtos intervalos de tempo de uma localização fixa no espaço e são transportadas pelo modelo. Essas massas de água (partículas) sofrem assim transporte advectivo pelo campo de velocidades e transporte difusivo traduzido na variação de volume da partícula. As propriedades microbiológicas da descarga variam devido à diluição e devido também à mortalidade. A inactivação dos coliformes fecais é estimada usando uma cinética da primeira ordem:

$$\frac{dc}{dt} = K_B C \quad (1)$$

Utiliza-se uma lei de mortalidade para coliformes fecais que considera os efeitos da radiação, da temperatura, e da salinidade Chapra (1997):

$$K_B = 0.8 + 0.02 \times sal \times 1.07^{(T-20)} + 11.58 \times Light \quad (2)$$

Onde:

sal - salinidade (‰)

Light - Radiação solar (w/m²)

T - temperatura (°C)

no modelo utilizado, o parâmetro da inativação é o T90 (tempo em que 90% dos efectivos ficam inactivos) cuja a relação com a taxa de inativação (K_B) é:

$$K_B = \frac{\ln 10}{T90} \quad (3)$$

Os valores de salinidade são obtidos do modelo de transporte. A radiação é obtida por um modelo de radiação que considera uma variação sazonal sobreposta a uma variação diária, contabilizando o número de horas de sol disponíveis em cada dia do ano (MOHID, 2003).

As modelações foram efectuadas usando malhas computacionais e respectivas batimetrias do tipo cartesiano ortogonal. As malhas possuem 337x334 células e um passo espacial variável entre 10 e 50 metros para a região de Tavira (Figura 1a) e 340x455 células e um passo espacial variável entre 10 e 100 metros para a região de Faro NW (Figura 1b). O modelo hidrodinâmico é forçado pela maré nas fronteiras abertas usando 22 componentes harmónicas obtidas do marégrafo de Olhão (barra

Faro Olhão).O atrito no fundo é implementado através de uma formulação quadrática. Nas fronteira com os rios foram impostos os caudais médios mensais do rio Gilão e da Ribeira de Almagem, obtidos com base nos valores diários registados entre os anos de 1975 e 1990 e disponibilizados na rede hidrométrica do Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH).

Os modelos de transporte das plumas microbiológicas associadas às descargas das ETAR's foram utilizados para simular o transporte de coliformes fecais. Os modelos são forçados com os campos de velocidades previamente calibrados do modelo hidrodinâmico. Consideraram-se descargas contínuas com concentrações em coliformes fecais de 10000 NMP / 100 ml para as ETAR's de Faro NW e de Tavira. Este valor corresponde aproximadamente ao valor médio real na descarga e corresponde ao valor limite imposto pela licença da descarga. Na análise de cenários considerou-se a descarga da futura ETAR de Almagem com uma concentração de 2000 NMP / 100 ml, que será usada no estudo de cenários.

3 - RESULTADOS

Na Figura 2 e na Figura 3 apresentam-se os resultados da amostragem clássica de Microbiologia para as regiões de Tavira e Faro respectivamente. Mostram-se apenas os resultados de Coliformes Fecais e Enterococos Fecais. Foram também efectuadas análises de Coliformes Totais e de Escherichia Coli que apresentaram comportamento semelhante.

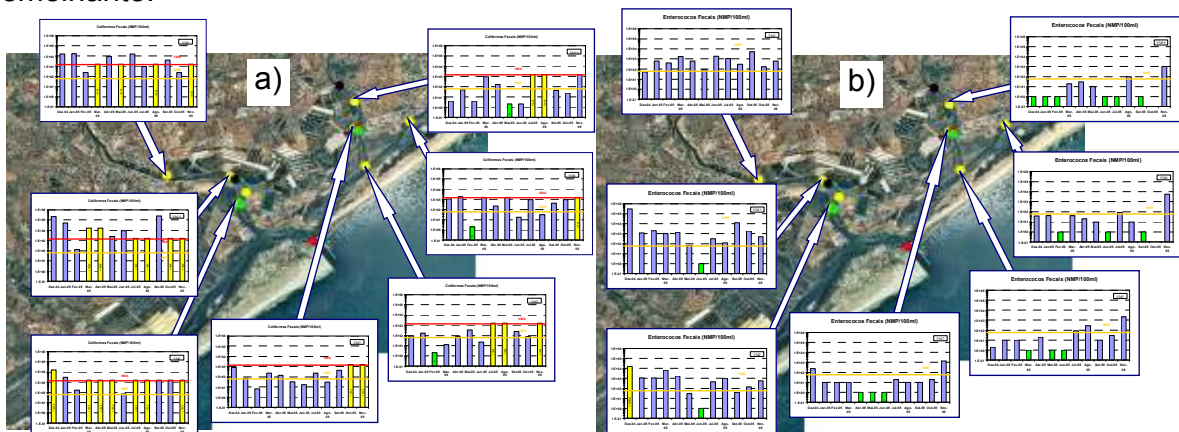


Figura 2: Resultados da amostragem clássica de microbiologia na Ria Formosa Oriental (região de Tavira) a) Coliformes Fecais, b) Enterococos Fecais. As linhas amarelas indicam o VMR (100 NMP/100ml) e as linhas vermelhas o VMA (2000 NMP/100ml) para águas balneares (DL 236/98). As colunas amarelas representam medidas acima do limite de detecção.

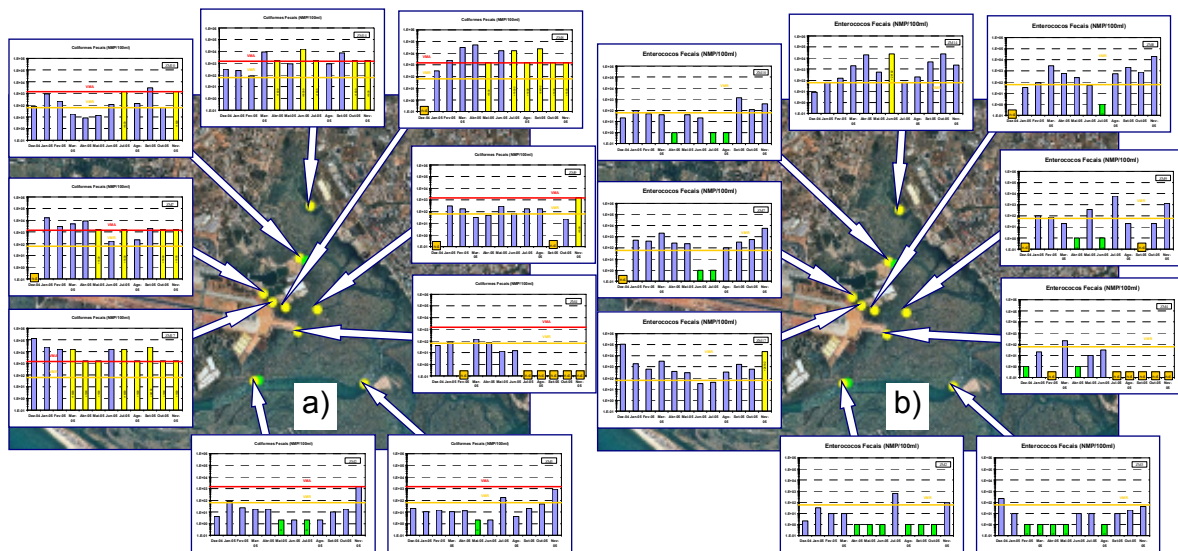


Figura 3: Resultados da amostragem clássica de microbiologia na Ria Formosa Ocidental (região de Faro) a) Coliformes Fecais, b) Enterococos Fecais. As linhas amarelas indicam o VMR (100 NMP/100ml) e as linhas vermelhas o VMA (2000 NMP/100ml) para águas balneares (DL 236/98). As colunas amarelas representam medidas acima do limite de detecção.

No Quadro 3 apresentam-se os resultados de química e clorofila obtidos nas campanhas. Apresentam-se apenas os parâmetros mais representativos do estado trófico dos sistemas.

Quadro 3: Resultados de clorofila e principais parâmetros químicos obtidos nas campanhas de amostragem clássica para as estações da Figura 1.

| | | Dez-04 | Jan-05 | Fev-05 | Mar-05 | Abr-05 | Mai-05 | Jun-05 | Jul-05 | Ago-05 | Set-05 | Out-05 | Nov-05 |
|------|-----------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| VQ3 | Cl _a (mg/l) | 0.0118 | 0.0020 | 0.0070 | 0.0150 | 0.0020 | 0.0050 | 0.0050 | 0.0194 | 0.0127 | 0.0100 | 0.0090 | 0.0010 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.123 | 0.241 | 0.128 | 0.124 | 0.041 | 0.037 | 0.005 | 0.106 | 0.012 | 0.289 | 0.037 | 0.922 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.449 | 0.279 | 0.144 | 0.546 | 0.110 | 0.023 | 0.016 | 0.229 | 0.260 | 0.291 | 0.249 | 0.012 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 7.0 | 7.1 | 10.5 | 7.7 | 5.7 | 5.0 | 4.5 | 4.4 | 3.6 | 4.5 | 3.6 | 7.5 |
| VQ9 | Cl _a (mg/l) | - | 0.001 | 0.0004 | 0.006 | 0.002 | 0.004 | 0.009 | 0.013 | 0.000 | 0.009 | 0.003 | 0.001 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.027 | 0.068 | 0.089 | 0.016 | 0.039 | 0.034 | 0.022 | 0.009 | 0.016 | 0.036 | 0.004 | 2.065 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.036 | 0.191 | 0.022 | 0.02 | 0.036 | 0.094 | 0.006 | 0.018 | 0.014 | 0.063 | 0.098 | 0.016 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 7.3 | 6.6 | 10.9 | 9.9 | 6.4 | 5.1 | 6.8 | 4.2 | 4.1 | 5.3 | 4.5 | 8.2 |
| ZQ1 | Cl _a (mg/l) | 0.0058 | 0.0060 | 0.0030 | 0.0060 | 0.0060 | 0.0050 | 0.0130 | 0.0086 | 0.0109 | 0.0080 | 0.0060 | 0.0030 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.037 | 0.018 | 0.028 | 0.035 | 0.008 | 0.014 | 0.052 | 0.008 | 0.014 | 0.190 | 0.020 | 0.185 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.056 | 0.059 | 0.029 | 0.018 | 0.038 | 0.013 | 0.028 | 0.013 | 0.030 | 0.001 | 0.041 | 0.161 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 7.5 | 7.7 | 10.4 | 6.5 | 6.5 | 8.0 | 6.7 | 5.8 | 4.0 | 3.4 | 6.5 | 6.1 |
| ZQ6 | Cl _a (mg/l) | 0.0048 | 0.0020 | 0.0040 | 0.0090 | 0.0080 | 0.0050 | 0.0220 | 0.0135 | 0.0075 | 0.0090 | 0.0030 | 0.0030 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.267 | 0.081 | 0.104 | 0.115 | 0.083 | 0.063 | 0.248 | 0.292 | 0.094 | 0.645 | 0.011 | 0.927 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.613 | 0.268 | 1.263 | 0.214 | 0.797 | 0.046 | 0.203 | 0.402 | 0.108 | 0.001 | 0.121 | 0.571 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 8.8 | 8.4 | 9.7 | 5.3 | 9.4 | 8.1 | 6.4 | 4.1 | 5.6 | 4.5 | 5.7 | 3.2 |
| ZQ11 | Cl _a (mg/l) | 0.0091 | 0.0030 | 0.0040 | 0.0060 | 0.0050 | 0.0090 | 0.0090 | - | 0.0341 | 0.0170 | 0.0050 | 0.0030 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.077 | 0.052 | 0.048 | 0.009 | 0.013 | 0.050 | 0.005 | - | 0.011 | 0.111 | 0.018 | 0.310 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.056 | 0.185 | 0.038 | 0.052 | 0.054 | 0.027 | 0.055 | - | 0.082 | 0.003 | 0.041 | 0.147 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 8.0 | 7.0 | 9.8 | 6.0 | 7.7 | 5.6 | 6.0 | - | 4.0 | 3.2 | 4.4 | 4.6 |
| ZQ18 | Cl _a (mg/l) | 0.0055 | 0.0030 | 0.0050 | 0.0250 | 0.0110 | 0.0150 | 0.0190 | 0.0100 | 0.0178 | 0.0200 | 0.0090 | 0.0700 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.015 | 0.026 | 0.015 | 0.011 | 0.007 | 0.018 | 0.005 | 0.013 | 0.015 | 0.061 | 0.018 | 0.069 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.017 | 0.127 | 0.002 | 0.044 | 0.076 | 0.011 | 0.033 | 0.008 | 0.025 | 0.061 | 0.042 | 0.004 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 9.7 | 7.6 | 10.8 | 7.3 | 4.2 | 6.1 | 4.1 | 4.4 | 3.6 | 3.1 | 4.4 | 9.1 |
| ZQ19 | Cl _a (mg/l) | 0.0039 | 0.0040 | 0.0020 | 0.0060 | 0.0040 | 0.0040 | 0.0030 | 0.0044 | 0.0002 | 0.0070 | 0.0030 | 0.0040 |
| | NO ₃ (mgN/l) | 0.012 | 0.025 | 0.056 | 0.003 | 0.006 | 0.043 | 0.050 | 0.005 | 0.016 | 0.037 | 0.004 | 0.060 |
| | NH ₄ (mgN/l) | 0.002 | 0.102 | 0.002 | 0.010 | 0.023 | 0.014 | 0.006 | 0.012 | 0.007 | 0.039 | 0.011 | 0.035 |
| | O ₂ diss. (mg/l) | 7.3 | 7.5 | 9.9 | 7.4 | 7.0 | 9.1 | 7.3 | 5.8 | 5.2 | 3.7 | 6.2 | 5.2 |

Os modelos hidrodinâmicos foram calibrados com medidas de correntometria existentes. Na Figura 4 comparam-se o módulo e a direcção da velocidade obtida com o modelo com medidas efectuadas em Tavira numa estação perto da estação VEC4 (Figura 1)

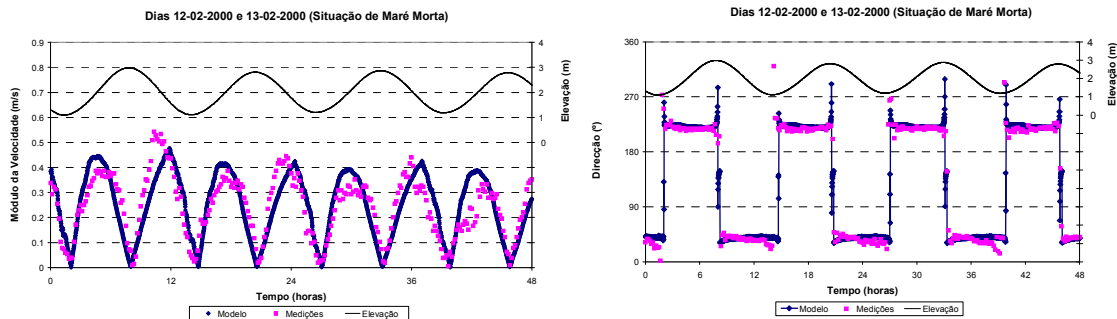


Figura 4: Comparação do módulo e direcção da velocidade obtida com o modelo com medidas efectuadas numa estação perto da barra de Tavira.

Na Figura 5 comparam-se o módulo e a direcção da velocidade obtida com o modelo com medidas efectuadas na Ria Formosa Ocidental numa estação no esteiro do ramalhão perto da estação ZM3 (Figura 1).

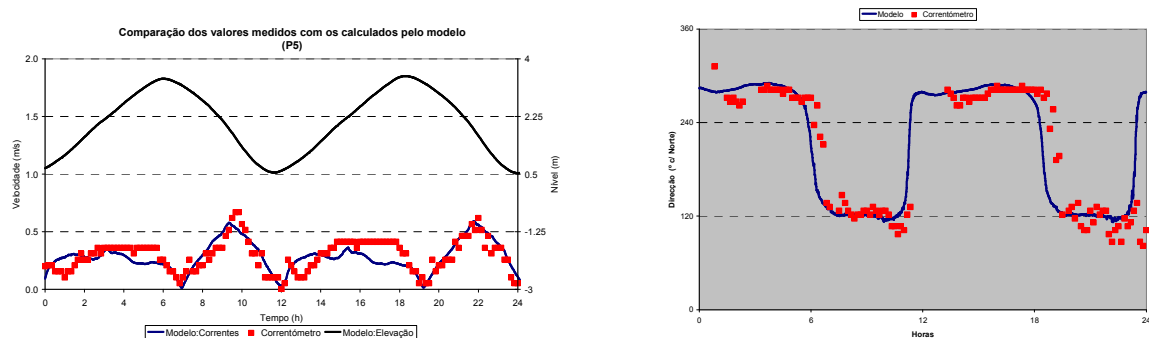


Figura 5: Comparação do módulo e direcção da velocidade obtida com o modelo com medidas efectuadas numa estação no esteiro do ramalhão(Ria Formosa).

Na Figura 6 apresentam-se os resultados de modelação das plumas de coliformes fecais obtidas na região de Tavira em duas situações distintas de maré. Nesta Imagem está incluída a pluma prevista para a futura ETAR de Almargem. Este cenário não é esperado acontecer uma vez que o arranque da ETAR de Almargem deve ser efectuado após o fecho da ETAR de Tavira.

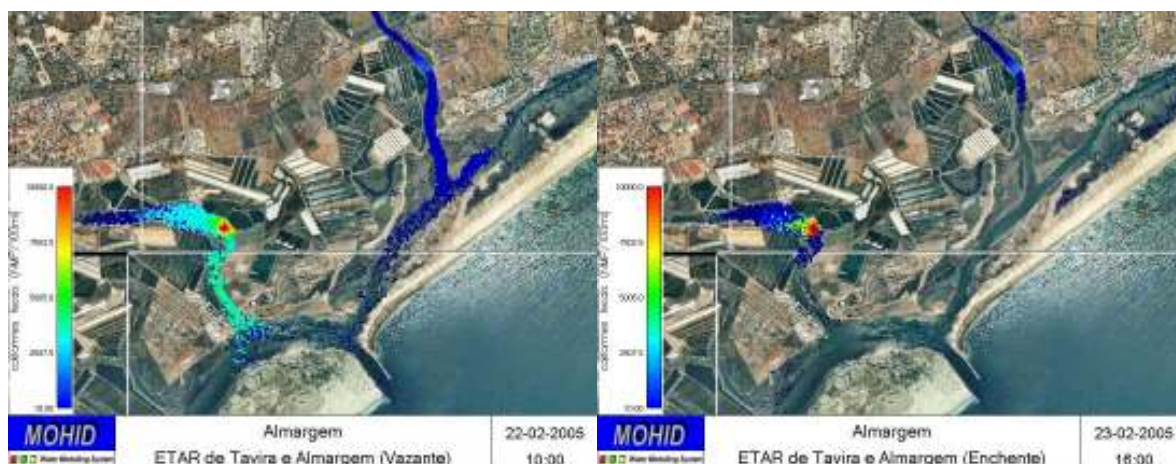


Figura 6: Resultados da modelação da Pluma de emissão de coliformes fecais para a ETAR de Tavira e para a futura ETAR de Alargem em situação de vazante (esquerda) e enchente (direita).

As simulações foram calibradas com os resultados obtidos em campanhas contínuas de microbiologia com duração de 2 dias e medidas de 2 em 2 horas. Na Figura 7 apresenta-se a título ilustrativo a comparação dos resultados do modelo (cenário sem a ETAR de Alargem) para uma estação contínua localizada perto de VM10 (ver Figura 1). A grande dispersão dos resultados de modelação deve-se à natureza discreta dos modelos Lagrangianos.

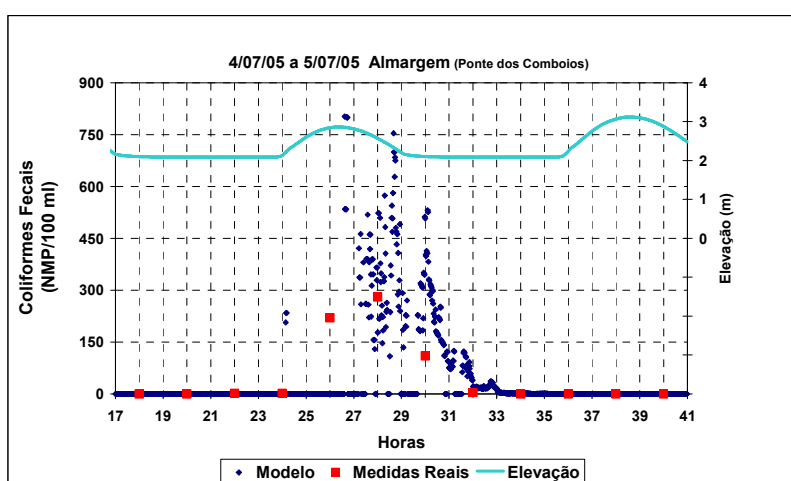


Figura 7: Calibração do modelo Lagrangiano com medidas de uma campanha contínua na Ribeira de Alargem.

A Figura 8 apresenta os resultados obtidos com a mesma metodologia na ETAR de Faro NW.

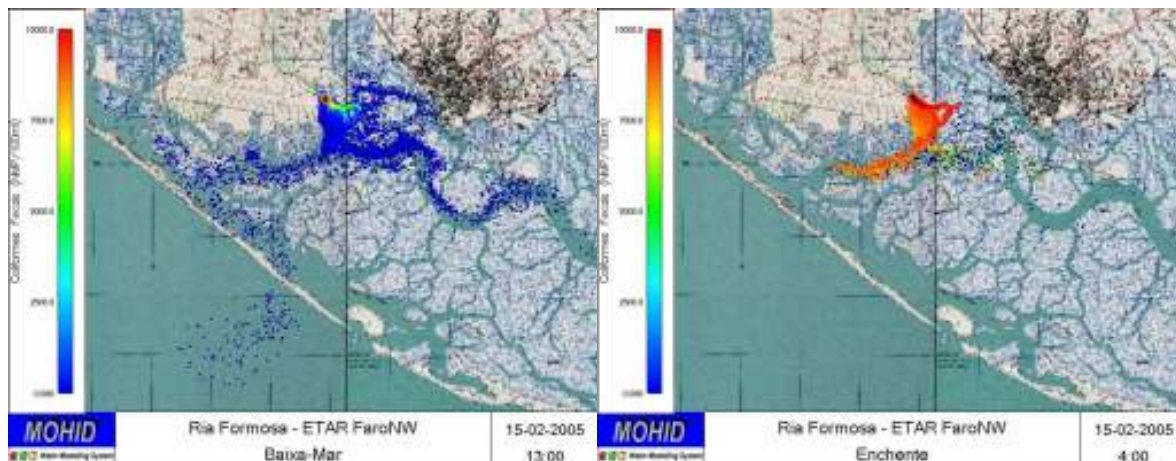
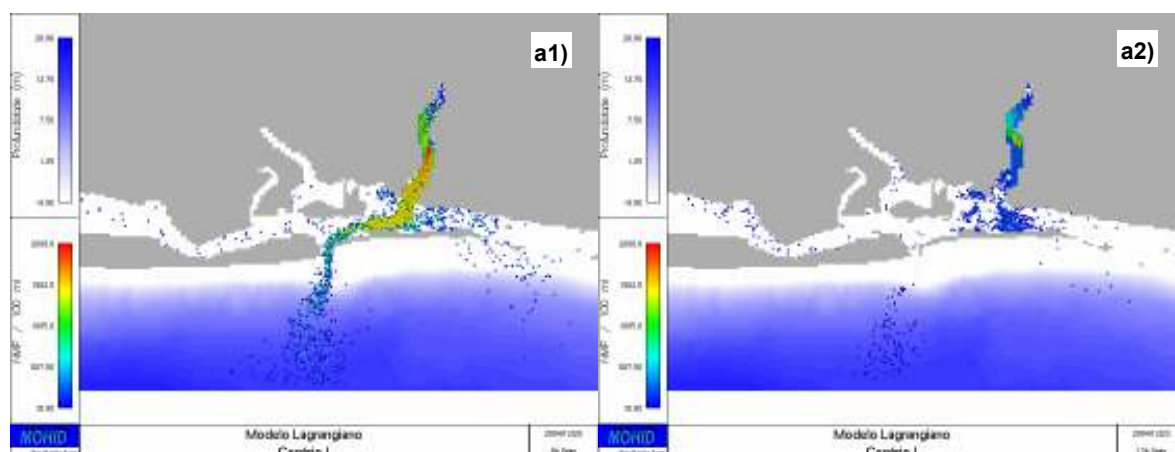


Figura 8: Resultados da modelação da Pluma de emissão de coliformes fecais para a ETAR de Faro NW em situação de vazante (esquerda) e enchente (direita).

O sistema foi utilizado como ferramenta de gestão para analisar o impacto de opções construtivas nas ETAR's. Uma das questões abordadas foi o efeito da localização do ponto de descarga da futura ETAR de Almargem na qualidade da água daquela região. Foram efectuadas para esse efeito simulações de três cenários alternativos de localização do ponto de descarga: O cenário II com a descarga a meio do canal de Almargem, o cenário III com a descarga na ligação do canal de Almargem ao canal de Cabanas e o cenário I com a descarga a montante no canal de Almargem. Para as três simulações usaram-se as mesmas condições de descarga: Caudal constante de 0.14 m³/s e concentração de coliformes fecais de 2000 NMP/100ml. Estes valores representam a pior situação uma vez que correspondem ao horizonte de projecto da ETAR. Na Figura 9 apresentam-se os resultados para os três cenários em duas situações de maré



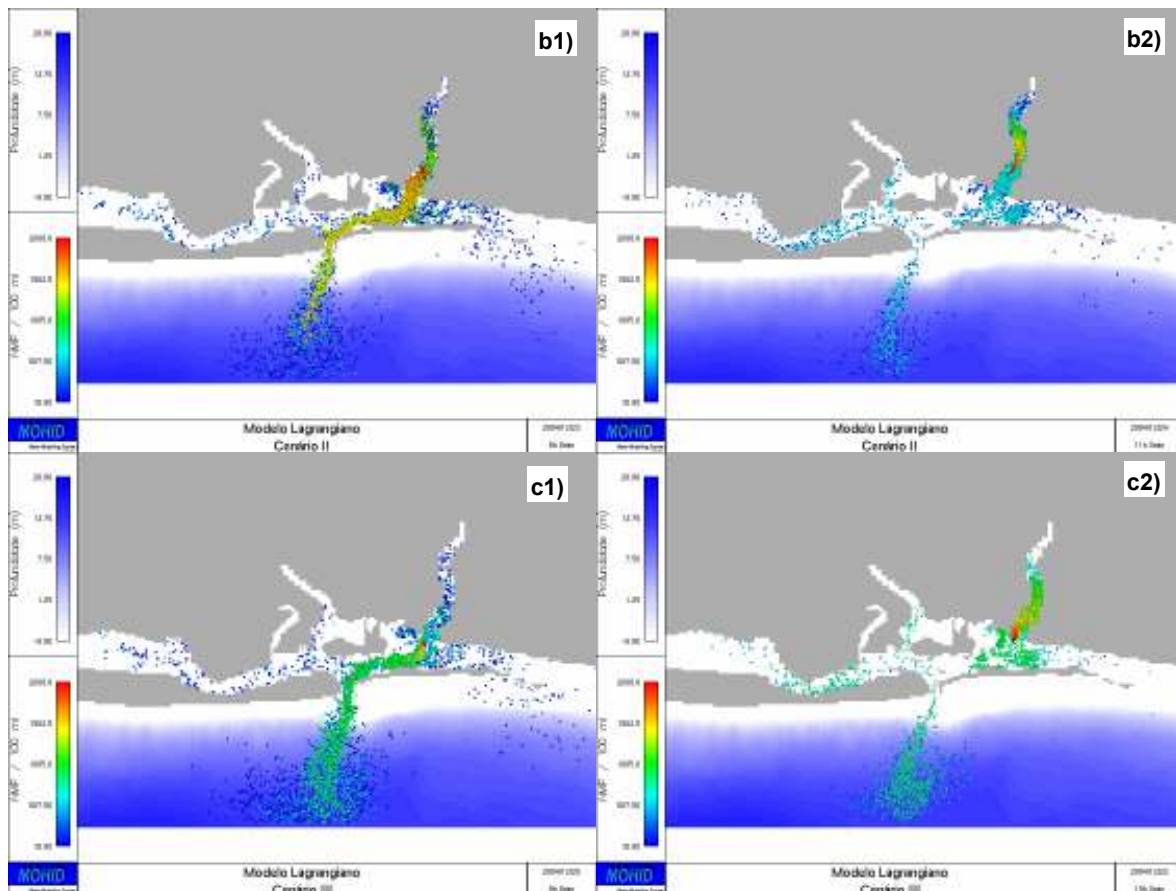


Figura 9: Plumas de coliformes fecais na futura ETAR de Almargem para os três cenários de localização da descarga, b) a meio do Canal do Almargem, c) a jusante e a) a montante.

4 - DISCUSSÃO

Para a avaliação da qualidade microbiológica da água optou-se por comparar os resultados obtidos com os valores guia para águas balneares (DL 236/98). Estas águas não são consideradas águas balneares pelo que não estão sujeitas a esta norma. A comparação deve assim ser encarada como encontrando-se do lado da segurança: as regiões balneares que se encontram a jusante terão sempre valores inferiores a estes devido à dispersão e inactivação das plumas. Pode-se observar tanto no sistema de Tavira como no de Faro que existem duas regiões com comportamentos distintos: as regiões próximo das descargas apresentam valores perto ou superiores ao valor máximo admissível (VMA) enquanto que as estações a distâncias superiores a 500-1000 m das descargas apresentam já valores próximos ou inferiores ao valor máximo recomendado (VMR). Verifica-se também que as concentrações no canal de Almargem se encontram perto do VMR, embora a ETAR de Almargem ainda não esteja construída. Estas concentrações devem-se possivelmente a descargas provenientes de montante. Esta explicação é reforçada pelos resultados obtidos de campanhas contínuas efectuadas durante um período de maré que mostraram maiores concentrações no canal durante a vazante. Uma actividade económica importante na Ria Formosa é a

mariscultura, especialmente de bivalves. A legislação portuguesa (DL 293/98) não fixa valores para a concentração microbiológica na coluna de água, fixando antes o valor limite de concentração nos seus tecidos. A relação entre a concentração na coluna de água e no tecido do bivalve depende de diversos factores relacionados com a bioacumulação por parte do organismo, como taxa de acumulação, histórico de concentrações na coluna de água em contacto com o indivíduo nas últimas horas ou condição do mesmo (ŠOLIĆ *et al.*, 1999), (Martins *et al.*, 2005). Por este motivo a imposição de valores limites de descarga com o objectivo de prevenir a contaminação de bivalves necessita de mais investigação. A prática de impor na descarga valores semelhantes ao limite no tecido do molusco não garante à partida a boa qualidade dos bivalves, não sendo certamente a medida economicamente mais racional.

O Quadro 3 permite tirar algumas conclusões quanto ao estado trófico dos sistemas. Embora este não fosse um objectivo principal do trabalho, as medidas são suficiente para efectuar uma caracterização preliminar. Alguns autores defendem o uso de indicadores tróficos como caracterizadores do estado do sistema (Vollenweider *et al.*, 1998). Como os processos que controlam a produtividade e a tendência para a eutrofização variam grandemente com o sistema não é possível com um único parâmetro redutor classificar o sistema, estes indicadores tendem assim a ser apenas aplicáveis no sistema para que foram desenvolvidos. Com os dados disponíveis neste estudo opta-se por uma análise semi-quantitativa. *Bloom's* de fitoplâncton em águas de transição possuem valores típicos de clorofila superiores a 20 µg/l (Holley and Hydes, 2002). No conjunto de dados obtido apenas se verifica esta situação em três medidas da região de Faro: nas estações ZQ6 em Julho, ZQ11 em Agosto e ZQ18 em Setembro, com valores muito próximos desse limite inferior. O conjunto de dados é insuficiente para concluir se se trata de um valor isolado, ou de um *bloom* e qual a sua duração. No entanto a reduzida ocorrência parece indicar que não existe sintomas de eutrofização generalizada (ou pelo menos o seu sinal na biomassa de fitoplâncton). As concentrações de nutrientes são também baixas comparadas com os valores típicos de estuários. Isto deve-se ao facto de a Ria formosa não possuir cursos permanentes de água doce que apresentam uma carga de nutrientes importante. Neste aspecto a estação com maiores concentrações de nitrato é a VQ3 localizada na foz do Rio Gilão. Em todo o caso os valores são sempre inferiores a 1 mgN/l o que é considerado baixo para sistemas em que o crescimento de fitoplâncton é limitado essencialmente por factores físicos. A concentração de oxigénio dissolvido apresenta de uma forma geral valores da ordem de 9 a 7 mg/l durante o semestre de Inverno (Novembro a Março) e valores da ordem de 6 a 4 mg/l durante o semestre de Verão. Os valores baixos ocorrem numa altura do ano em que a temperatura da água se situa entre os 15 e os 25 °C. Devido à diminuição de solubilidade do oxigénio com o aumento da temperatura a % de saturação nunca chega a ser inferior a 50%. Verifica-se também um decréscimo das concentrações nas campanhas de maré morta, quando comparadas com as efectuadas em situação de maré viva. As baixas concentrações no verão estão possivelmente associadas à decomposição de matéria orgânica no sedimento. Este processo não é acompanhado por um sinal marcado de *bloom* na coluna de água devido possivelmente ao baixo tempo de residência da Ria Formosa, que é o principal factor limitador do crescimento neste sistema. Como as campanhas foram efectuadas

maioritariamente durante as primeiras horas da manhã as concentrações obtidas encontram-se também perto das mínimas do dia (que ocorrem normalmente durante a alvorada). A menor concentração durante as campanhas de maré morta mostra a importância dos processos físicos de troca com a plataforma costeira que caracterizam estes sistemas.

A análise da Figura 6 permite comparar numa mesma figura a situação actual com a ETAR de Tavira em funcionamento com a situação prevista para o futuro com essa ETAR desactivada e a ETAR de Almargem em funcionamento. Embora o caudal de projecto da ETAR de Almargem seja superior ao da ETAR de Tavira ($0.14 \text{ m}^3/\text{s}$) a concentração inferior ($2000 \text{ NMP}/100\text{ml}$) faz com que o cenário seja de franca melhoria com completa ausência de contaminação no Rio Gilão, encontrando-se a pluma restringida à secção do canal de cabanas que liga Almargem à barra de Tavira. A concentração na região costeira adjacente às praias vai depender da dispersão que ocorre na região exterior à barra e que não foi considerada neste modelo. A Figura 9 mostra três cenários alternativos de localização do ponto de descarga da nova ETAR de Almargem. As condições de descarga são as mesmas para os três cenários como explicado na secção anterior. No cenário I o ponto de descarga encontra-se na posição mais a montante no canal de Almargem. Esta localização tem a vantagem de limitar a pluma ao interior do canal de Almargem, com concentrações menores no canal de cabanas, mesmo durante a vazante. A baixa profundidade e largura do canal de cabanas inibe no entanto a dispersão da pluma, especialmente durante enchente, fazendo com que as concentrações sejam aí muito elevadas. No cenário III a descarga localiza-se na ligação do canal de Almargem ao canal de Cabanas. Esta localização protege o canal de Almargem de concentrações elevadas, mesmo durante a enchente, devido à pré-mistura com água do canal de cabanas. A concentração no canal de cabanas e na região costeira exterior à barra é no entanto superior durante a vazante, podendo levantar problemas do ponto de vista balnear. No cenário II o ponto de descarga encontra-se localizado a meio do canal de Almargem. Esta é considerada a melhor solução de compromisso entre as concentrações durante a enchente no canal de Almargem e as concentrações durante a vazante no canal de Cabanas e na região costeira exterior à barra.

Na Figura 8 apresentam-se dois instantes da simulação da pluma de coliformes fecais na ETAR de Faro NW. Os resultados encontram-se sobrepostos à carta militar 1:25000 que ainda apresenta a localização antiga da barra de S. Luís antes da intervenção de 1997. A batimetria utilizada já possui no entanto a nova localização da barra, o que explica a presença de traçadores através de uma região representada na carta como terra. Verifica-se que a pluma durante a vazante estende-se principalmente pelo canal Faro-Olhão onde a diluição combinada com a inactivação é bastante eficiente na redução das concentrações. Assim as concentrações baixam rapidamente de valores perto do valor da descarga ($10000 \text{ NMP}/100\text{ml}$) para valores da ordem da centena a meio do canal. Durante a enchente a pluma inverte-se, sendo numa primeira fase conduzida para o esteiro do Ramalhete, como mostra a Figura 8b), até que o efeito da barra de S. Luís se faz sentir conduzindo depois a pluma para a região a Norte da ETAR (situação não mostrada na Figura). A diferença marcada de concentrações entre a situação de vazante e a situação de enchente deve-se à inactivação pela radiação

solar tida em conta no modelo. A figura de vazante é simulada às 13h00 e a figura de enchente é simulada às 4h00. Este efeito não é tão visível nas simulações de Tavira pois as duas situações ocorrem durante o dia.

5 - CONCLUSÕES

A metodologia apresentada combina campanhas de análises clássicas pontuais e medições em contínuo com modelos matemáticos para criar uma ferramenta flexível de análise de sistemas costeiros. A metodologia é aplicada com sucesso a duas regiões da Ria Formosa permitindo caracterizar a situação actual do sistema do ponto de vista microbiológico e trófico. O sistema é utilizado para estender a compreensão do sistema e como ferramenta de gestão para analisar o impacto de decisões relativas à localização do ponto de descarga da ETAR de Almargem, tendo produzido resultados fisicamente plausíveis.

BIBLIOGRAFIA

ALLAN, I.; VRANA, B.; GREENWOOD, R.; MILLS, G.; ROIG, B.; GONZALEZ, C. –“A "toolbox" for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive”. *Talanta*, 69, 2, 1st Swift-WFD workshop on validation of Robustness of sensors and bioassays for Screening Pollutants, 15 April 2006, pp. 302-322.

ARAKAWA, A.; LAMB, V. –“Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model”. *Methods in Computational Physics*, 17, 1977, pp. 174-267.

Directiva 2000/60/CE do parlamento europeu e do conselho que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. 23 de Outubro de 2000

Directiva 2006/7/CE do parlamento europeu e do conselho relativa à gestão da qualidade das águas balneares. 5 de Fevereiro de 2006

Directiva 91/676/CEE do conselho relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. 12 de Dezembro de 1991

DWORAK, T.; GONZALEZ, C.; LAASER, C.; INTERWIES, E. –“The need for new monitoring tools to implement the WFD”. *Environmental Science & Policy*, 8, 3, June 2005, pp. 301-306.

HODGE, J.; LONGSTAFF, B.; STEVEN, A.; THORNTON, P.; ELLIS, P.; McKELVIE, I. –“Rapid underway profiling of water quality in Queensland estuaries”. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 1-4, 2005, pp. 113-118.

HOLLEY, S.E.; HYDES, D.J. – ““ferry-boxes’ and data stations for improved monitoring and resolution of eutrophication-related processes: application in southamptonwater uk, a temperate latitude hypereutrophic estuary”. *Hydrobiologia* 475/476, 2002, pp. 99–110.

MARTINS, F.; LEITÃO, P.; SILVA, A.; NEVES, R. –“3D modelling in the sado estuary using a new generic vertical discretization approach”. *Oceanologica Acta* 24, 2001, pp. S51-S62.

MARTINS, F.; PINA, P.; CALADO, S.; DELGADO, S.; NEVES, R. –“A coupled hydrodynamic and ecological model to manage water quality in ria formosa coastal lagoon”. *Advances in Ecological Sciences* 18, 2003, pp. 93-100.

MARTINS, F.; REIS, M. P.; NEVES, R.; CRAVO, A. P.; BRITO, A.; VENÂNCIO, A. – “Molluscan shellfish bacterial contamination in Ria Formosa coastal lagoon: A modelling approach”. *Journal of Coastal Research* (In Press, 2005)

MOHID, 2003. Mohid User Manuals (WWW.MOHID.COM)

PINA, P. -An integrated approach to study the Tagus estuary water quality. M.Sc. thesis, I.S.T., Technical University of Lisbon, Lisbon, 2001

ŠOLIĆ, M.; KRSTULOVIĆ, N.; JOZIĆ, S.; CURAĆ, D. –“The rate of concentration of faecal coliforms in shellfish under different environmental conditions”. *Environmental International*, 25, 1999, pp. 991-1000.

VOLLENWEIDER, R.A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. – “Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index”. *Environmetrics*, 9, 1998, pp. 329:357.