

METODOLOGIA DE GESTÃO DINÂMICA DO ESTUÁRIO DO SADO

S. CAEIRO¹; F. MARTINS²; M. H. COSTA³; M. PAINHO⁴; R. NEVES⁵

¹ Universidade Aberta. R. escola Politécnica 1200 Lisboa (scaeiro@univ-ab.pt)

² EST, Universidade do Algarve, Campus da Penha, 8000 Faro (fmartins@ualg.pt)

³ IMAR - FCT/UNL Quinta da Torre, 2825-114 Monte da Caparica (mhcosta@mail.fct.unl.pt)

⁴ ISEGI/UNL, Travessa Estêvão Pinto, 1070 Lisboa (painho@isegi.unl.pt)

⁵ IST/UL, Av. Rovisco Pais, 1049 – 001 Lisboa (ramiro.neves.maretec@taguspark.pt)

RESUMO

O estuário do Sado é um sistema litoral onde existem conflitos de gestão ambiental, uma vez que por um lado, localiza-se junto da zona industrial da Península de Setúbal e por outro lado, uma grande parte da sua área está classificada como Reserva Natural. Sendo uma área de especial sensibilidade, torna-se necessário implementar modelos de gestão, que passam pela elaboração de metodologias que avaliem o estado de qualidade da zona costeira.

O objectivo deste trabalho é apresentar uma metodologia conceptual de gestão do estuário do Sado, ligado a um modelo dinâmico e ecológico suportado por uma infra-estrutura de informação do tipo DPSIR e com base num sistema SIG (Sistema de Informação Geográfica). Desta forma pretende-se integrar a avaliação da qualidade do ecossistema, com base em indicadores da qualidade ambiental previamente seleccionados, com informação socio-económica. Nesta metodologia as propostas de intervenção e a avaliação do seu impacte no estuário são baseadas nos dados ambientais recolhidos e nas previsões dos efeitos dessas acções. Pretende-se que a modelação dinâmica e ecológica do sistema desempenhe um papel fundamental tanto na caracterização do estuário como nas propostas de intervenção. A simulação permite a caracterização do sistema, a comparação de cenários alternativos e a quantificação do impacte de acções de intervenção. Os dados de campo e os resultados da modelação são integrados numa plataforma comum que facilite o relacionamento e o cruzamento de toda a informação.

Esta metodologia permitirá assim a elaboração de uma interface de suporte à gestão/decisão do Estuário do Sado para entidades com poder de decisão sobre este ecossistema.

PALAVRAS CHAVE

Gestão de zonas costeiras, Estuário do Sado, indicadores, modelo dinâmico ecológico, sistemas de informação geográfica.

1. INTRODUÇÃO

A gestão de zonas costeiras é essencialmente a junção de um conjunto de informação social, económica, institucional e ambiental e, com base na sua interpretação, a capacidade de tomada de decisão com intervenção de todos os interessados (desde os governos locais, e instituições privadas até ao público em geral), tendo como objectivo o desenvolvimento sustentável. A disponibilidade de toda informação real e relevante e o seu fácil acesso é essencial para se conseguir este objectivo. Essa disponibilidade passa também por um tratamento e análise dessa informação, não só em relação à situação actual mas também através de uma análise e previsão de cenários futuros, de forma a que ela se torne compreensiva e legível para os decisores. A gestão deve ser ainda vista como um

processo que permita a negociação de conflitos e que distribua as actuais responsabilidades entre os diferentes actores-chave envolvidos.

Para se efectuar essa gestão torna-se necessário desenvolver metodologias que definam e hierarquizem os usos potenciais dos sistemas costeiros e que discriminem quais as acções de reabilitação e recuperação que são necessárias tomar nas zonas contaminadas e/ou ambientalmente degradadas.

A implementação de modelos de gestão de informação ambiental em zonas costeiras pode ser muito útil no início destes processos, dado que passa pela identificação dos processos dos sistemas costeiros, nomeadamente da qualidade dos compartimentos coluna de água, sedimento e biota. Estes modelos podem basear-se, por sua vez, na utilização de indicadores e índices (agregação de indicadores) isto é, basearem-se em variáveis ambientais que melhor espelham os objectivos em causa, e não todas as que podem ser medidas e/ou analisadas. Os indicadores e índices de qualidade ambiental são boas ferramentas para processamento, análise e transmissão de informação ambiental original não tratada, para técnicos, decisores, gestores ou público em geral, estando a ser eficientemente utilizados em gestão de zonas costeiras (e.g. RAMOS, 1996; VANDERMEULEN, 1998; ANTUNES e SANTOS, 1999; TURNER, 2000).

A importância dos modelos hidrodinâmicos, de transporte e ecológicos como ferramentas de decisão é hoje largamente reconhecida. Tradicionalmente estes modelos correm como unidades independentes, produzindo resultados que são subsequentemente analisados, cruzados e relacionados com informação de um elevado número de outras fontes. Torna-se assim hoje fundamental encontrar formas de compatibilizar estes modelos com outras fontes e de integra-los com metodologias de gestão.

O objectivo deste trabalho é apresentar uma metodologia conceptual de gestão dinâmica do estuário do Sado, ligado a um modelo dinâmico e ecológico suportado por uma infraestrutura de gestão de informação do tipo DPSIR e com base em SIG (Sistema de Informação Geográfica). Desta forma pretende-se integrar a avaliação da qualidade do ecossistema, com base em indicadores da qualidade ambiental previamente seleccionados, com informação socio-económica, e efectuar previsões dos efeitos de diferentes acções de avaliação e intervenção. O modelo DPSIR, desenvolvido pela Agência Europeia de Ambiente, fornece um modelo para síntese e ligação de informação utilizando indicadores de diferentes categorias (Actividades Humanas, Pressões, Estado, Impacte e Respostas (RIVM, 1995).

2. A ÁREA DE ESTUDO

O Estuário do Sado, o segundo maior em Portugal ocupando uma área de aproximadamente 24 000 ha, é um bom exemplo de um local onde existem inúmeros problemas de contaminação e de conflitos de gestão ambiental. As várias unidades industriais da Península de Setubal e a propria cidade de Setubal, utilizam o estuário para descarga de efluentes e para actividades portuárias. Nas outras áreas circundantes ao estuário existem ainda actividades agrícolas, particularmente orizicultura, juntamente com actividade salineira e um número crescentes de aquaculturas. Dentro do estuário são ainda conduzidas intensas actividades de exploração de recursos piscícolas, conquícolos e isco. O conjunto de todas estas actividades humanas repercute efeitos negativos na qualidade da água, sedimento e biota do estuário. Uma grande parte da área do estuário está classificada como Reserva Natural (D.L. nº 430/80 de 10 de Outubro) e está internacionalmente protegida pela convenção de Ramsar, devido a elevados valores naturais em ecotonos com elevada diversidade de espécies animais e vegetais.

A intensificação das actividades industriais e o desenvolvimento do Porto de Setúbal estão a reclamar áreas ao longo da parte norte do estuário e a aumentar o *stress* já imposto, assim como a modificar as condições sedimentares. Refira-se ainda que a actual intenção de construção de novos portos e de dragagens do Canal Norte do estuário podem igualmente ter assinaláveis consequências ambientais (COSTA *et al.*, 1998, HIDROMOD, 1998).

A Península de Tróia oferece áreas costeiras recreativas e é utilizada para uma variedade de actividades de lazer que têm aumentado largamente nos últimos anos.

Apesar dos inúmeros estudos ambientais relativos ao Estuário do Sado nas mais diferentes vertentes (e.g. qualidade da água, sedimentos e biota, hidrodinâmica, aspectos socio-económicos, entre outros) poucos são os estudos que procuram tratar essa informação de forma integrada, sintética e dinâmica, com o objectivo de possibilitar uma eficaz gestão, em particular na transmissão e divulgação junto dos diferentes agentes intervenientes na gestão deste ecossistema.

3. O MODELO DPSIR

Este modelo evidencia que as actividades humanas (D -*Driving Forces*), nomeadamente, a indústria e os transportes produzem pressões (P -*Pressures*) no ambiente, tais como emissões de poluentes, as quais vão degradar o estado do ambiente (S -*State of the environment*), que por sua vez poderá originar impactes (I -*Impacts on the environment*) na saúde humana e nos ecossistemas, levando a que a sociedade emita respostas (R -*Responses*) através de medidas políticas, tais como normas legais, taxas e produção de informação, as quais podem ser direccionadas a qualquer compartimento do sistema (fig. 1) (RIVM, 1995; ANTUNES e SANTOS, 1999).

Na figura trocar “respostas” por “respostas”

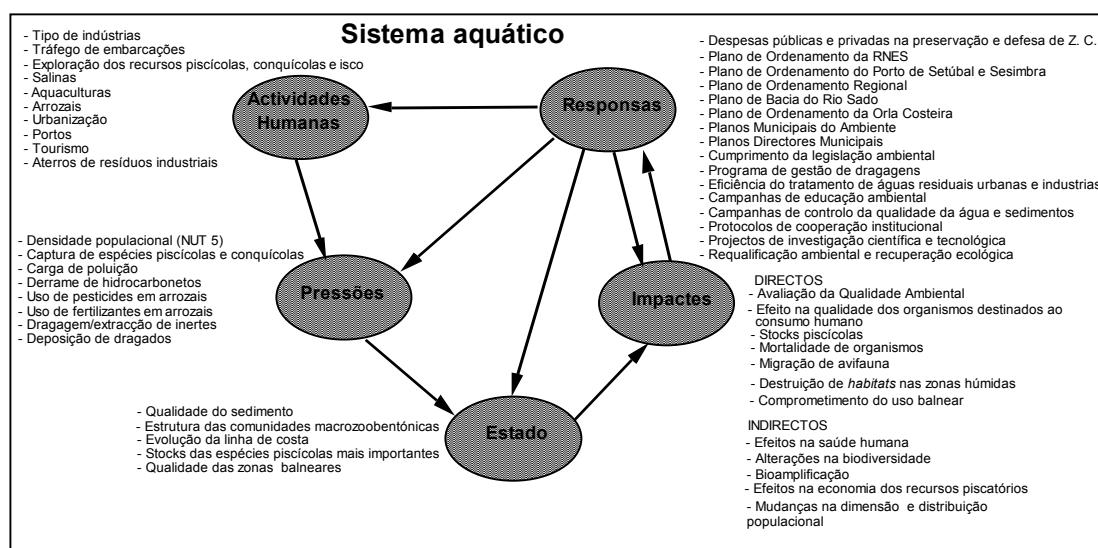


Figura 1 – DPSIR Modelo DPSIR aplicado ao Estuário do Sado.

Este modelo tem sido utilizado com sucesso, nomeadamente nos Relatórios de Estado do Ambiente da Europa, e de Estado e Resposta da Gestão do Ambiente Marinho e Costeiro Mediterrâneo efectuados pela Agência Europeia do Ambiente, (EEA, 1999 a) e b)), assim como noutros estudos aplicados aos oceanos e zonas costeiras (TURNER, 2000, ANTUNES e SANTOS, 1999, TURNER e SALOMONS, 1999, entre outros).

Com base nos conceitos e critérios de selecção de indicadores e índices ambientais (RAMOS, 1996) e numa extensa pesquisa de informação sobre caracterização do Estuário do Sado, foram

pesquisados os apropriados indicadores pertencentes às 5 categorias do modelo (CAEIRO *et al*, 1999 e 2001). Na figura 1 é possível observar os indicadores seleccionados para as diferentes categorias do Modelo DPSIR.

Neste modelo, o estado do estuário é principalmente avaliado através do compartimento sedimentar e zoobentónico, dado que o sedimento é o comportamento onde os contaminantes como os metais pesados ou os compostos orgânicos tendem a acumular primeiro. Muitos autores têm vindo a utilizar o sedimento para monitorizar o comportamento aquático, revelando grandes vantagens quando comparados com as amostragens tradicionais de água (*e.g.* WISON, 1988; ELLIOT e MCMANUS, 1989). Em muitos dos casos os níveis de contaminantes nos sedimentos sofrem pequenas variações por pequenos períodos de tempo, reflectindo as condições médias de períodos de meses (LUOMA, 1990). As comunidades bentónicas, em particular as comunidades macrozoobentónicas, assumem particular importância devido à sua curta longevidade, estilo de vida sedentário, proximidade aos sedimentos, influência nos processos sedimentares e importância trófica (DIAZ, 1992). Além destas vantagens o estudo do estado do estuário principalmente com base no comportamento sedimentar e zoobentónico, torna também esta metodologia menos dispendiosa e mais fácil, ocasionando poupança de recursos.

Os indicadores pertencentes à categoria *estado do estuário*, como os da qualidade do sedimento e biota podem ser agregados em índices como o Índice de Poluição, Índice de Qualidade Biológica, Índice de Carga Poluente, entre outros (RAMOS, 1996).

4. O MODELO ECOLÓGICO E DINÂMICO

Uma característica importante desta plataforma integrada de gestão ambiental é a sua capacidade de previsão tanto do ponto de vista espacial como temporal. Esta capacidade é obtida com a utilização de um sistema de modelação que engloba modelos físicos e biológicos. A previsão espacial permite a integração dos resultados de campo no sistema de modelação para obter características do sistema em pontos que não foram directamente amostrados. A previsão temporal estende esta característica no tempo, permitindo analisar a evolução do sistema e estudar o seu comportamento face a diferentes cenários de intervenção.

O sistema de modelação é composto por um modelo hidrodinâmico baroclínico tridimensional às equações primitivas acoplado a dois modelos de transporte: Um utilizando uma formulação lagrangiana e outro utilizando uma formulação do tipo euleriano. Estes modelos de transporte têm uma concepção genérica sendo utilizados para forçar os modelos de transporte de sedimentos e o modelo ecológico. Analisam-se de seguida as características gerais de cada um destes modelos.

4.1 Modelo Hidrodinâmico

O modelo resolve as equações primitivas na forma cartesiana considerando equilíbrio hidrostático e a aproximação de Boussinesq (massa específica constante excepto quando multiplica pela aceleração da gravidade) (MARTINS *et. al.*, 1998). As equações são resolvidas recorrendo ao método do volume finito (MARTINS *et. al.*, 2001). Ao contrário do método das diferenças finitas consegue-se com esta abordagem uma separação completa entre as variáveis físicas de cálculo e a geometria da discretização justificando a sua aplicação neste caso. Como se trabalha no espaço real e não no espaço transformado, em vez do Jacobiano e da métrica da transformação ou das componentes contravariantes do vector velocidade o que é necessário calcular são os fluxos normais a cada face da célula no espaço real sendo por isso necessário saber, em cada instante, as áreas, volumes e direcções das normais para cada célula. Os vértices da célula de cálculo utilizada neste

modelo apenas possuem um grau de liberdade (na direcção vertical) o que simplifica consideravelmente essa tarefa (figura 2).

O sistema de equações algébricas resultante é resolvido utilizando um método ADI semi implícito. No modelo são implementados dois tipos de discretização: O esquema S21 (ABBOTT et al., 1973) e o esquema de Leendertse (LEENDERTSE, 1967). Para o fecho turbulento o modelo possui diversos modelos algébricos baseados no comprimento de mistura e um modelo a duas equações do tipo k-l (COELHO, 1996).

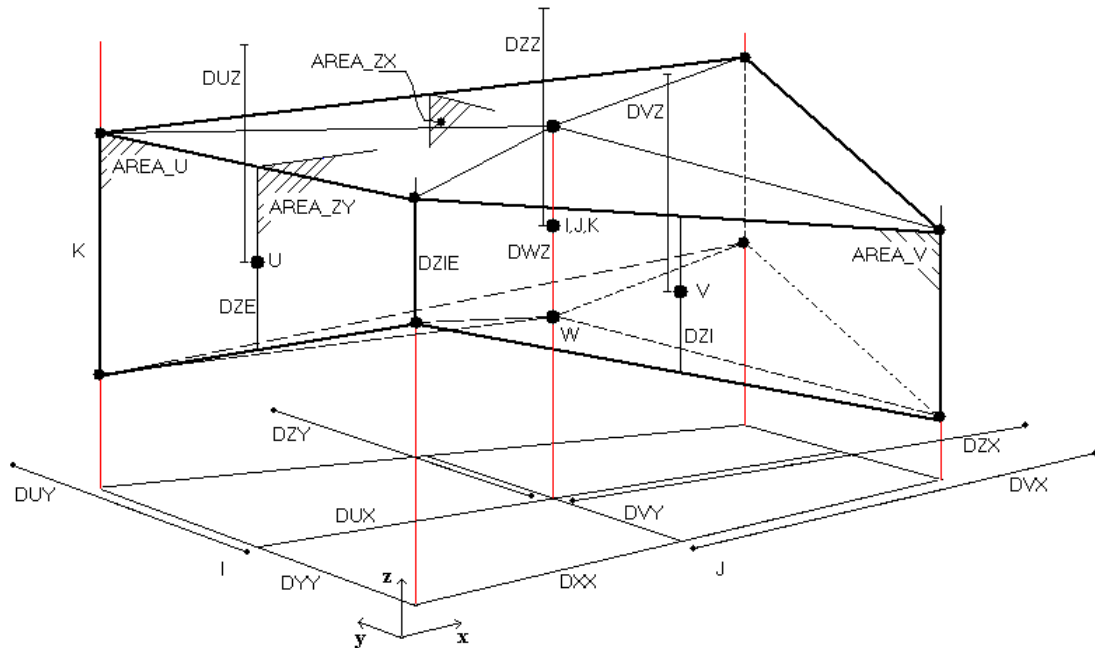


Figura 2- Célula de cálculo do modelo hidrodinâmico.

4.2 Modelos de Transporte

Os modelos de transporte resolvem ambas as equações tri-dimensionais de advecção difusão usando um esquema numérico semi-implícito equivalente ao do modelo hidrodinâmico. A formulação em coordenadas de Euler ou de Lagrange diferenciam os dois modelos. Desta forma o modelo euleriano utiliza a malha computacional do modelo hidrodinâmico e o modelo lagrangiano é aplicado a traçadores emitidos no interior do domínio. As variáveis turbulentas do modelo hidrodinâmico são utilizadas em ambos os modelos para calcular a dispersão.

Os modelos de transporte são implementados numa arquitectura genérica que permite a sua aplicação no transporte de qualquer variável. Desta forma utilizam-se os mesmos modelos de transporte para o transporte das propriedades da água, dos sedimentos e das variáveis do modelo ecológico.

4.2.1 Transporte de sedimentos

O modelo de transporte de sedimentos permite a simulação de sedimentos coesivos e de areias. Utiliza os modelos de transporte comuns ao sistema de modelação sendo formulado numa metodologia a zero dimensões. Isto significa que o mesmo modelo pode ser utilizado tanto pelo modelo de

transporte lagrangiano como pelo modelo de transporte euleriano. O modelo de transporte de sedimentos integra na velocidade do sedimento uma velocidade vertical que é função da sua dimensão DYER (1986). Para o caso dos sedimentos coesivos a dimensão da partícula é função das suas propriedades e das propriedades da água, que em conjunto controlam a floculação. As trocas com o fundo são baseadas em diferentes formulações em função do tipo de sedimento (PARTHENIADES, 1965), (ODD & OWEN, 1972). As características do fundo e as leis de interacção com a coluna de água podem ser definidas localmente de forma diferente para cada região do domínio.

4.2.2 Modelo ecológico

O modelo ecológico encontra-se também implementado numa metodologia a zero dimensões. Simula-se o ciclo do Azoto, as concentrações de Oxigénio Dissolvido e CBO e as populações de Fito e Zooplâncton. As espécies do ciclo do Azoto incluem as suas três principais formas inorgânicas: Amónia, nitrato e nitrito, assim como três formas orgânicas de azoto: Fracções refractária e não refractária do azoto orgânico dissolvido, e azoto orgânico particulado.

Apresenta-se na figura 3 um esquema conceptual do modelo utilizado. Os produtores primários (fitoplâncton) consomem amónia e nitrato, dependendo da disponibilidade destes nutrientes e da radiação solar como fonte(s) de energia para a fotossíntese. O nível trófico seguinte consome os compostos orgânicos sintetizados pelos produtores primários, sendo por sua vez consumidos pelos níveis tróficos superiores. As excreções do fitoplâncton incluem amónia, azoto orgânico particulado e azoto orgânico dissolvido lábil. Por sua vez, a decomposição do azoto orgânico particulado produz amónia e azoto orgânico dissolvido refractário ou não lábil. A remineralização do azoto orgânico dissolvido a amónia só é conseguida, no caso refractário, numa escala temporal de anos. O processo da nitrificação é constituído pela transformação da amónia em nitrito e, posteriormente, em nitrato. Não é considerada no modelo a fixação atmosférica de azoto. A geralmente pequena importância da fixação de N_2 em água salgada justifica a não inclusão deste termo nas equações da amónia.

5. DESCRIÇÃO DA METODOLOGIA DE GESTÃO DINÂMICA APLICADA AO ESTUÁRIO DO SADO

A metodologia proposta para suportar o sistema de gestão ambiental do estuário é baseada na identificação, representação e caracterização de áreas homogéneas no estuário. A delimitação destas áreas é efectuada através da quantificação de parâmetros que ocasionam variações no tipo e comportamento dos organismos bentónicos assim como na concentração e biodisponibilidade dos contaminantes. Esses parâmetros são a fracção fina, potencial redox e matéria orgânica, amostrados em 153 pontos distribuídos ao longo da bacia do estuário segundo uma estratégia de amostragem estratificada aleatória (500 x 750 m). Esta malha foi escolhida com base na estimação da distribuição espacial das propriedades do sedimento, em particular a granulometria, um indicador fortemente correlacionado com o ambiente sedimentar. Para ser possível atingir tal objectivo construíram-se variogramas experimentais baseados em dados de granulometria do sedimento determinados há 15 anos (RODRIGUES, 1982). A amostragem dos 153 pontos foi efectuada durante Novembro e Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001.

O mapa com os contornos das áreas homogéneas é efectuado através de interpolação de superfície pelo método de krigagem ordinária para cada variável e posterior análise estatística multivariada de cluster dos 3 parâmetros amostrados da campanha referida anteriormente.

Os limites terrestres da área da estudo são definidos com base em secções administrativas que se encontram na vizinhança do estuário. A escala de trabalho utilizada nesta metodologia é 1:10.000 (com base em ortofotomapas do Centro Nacional de Informação Geográfica).

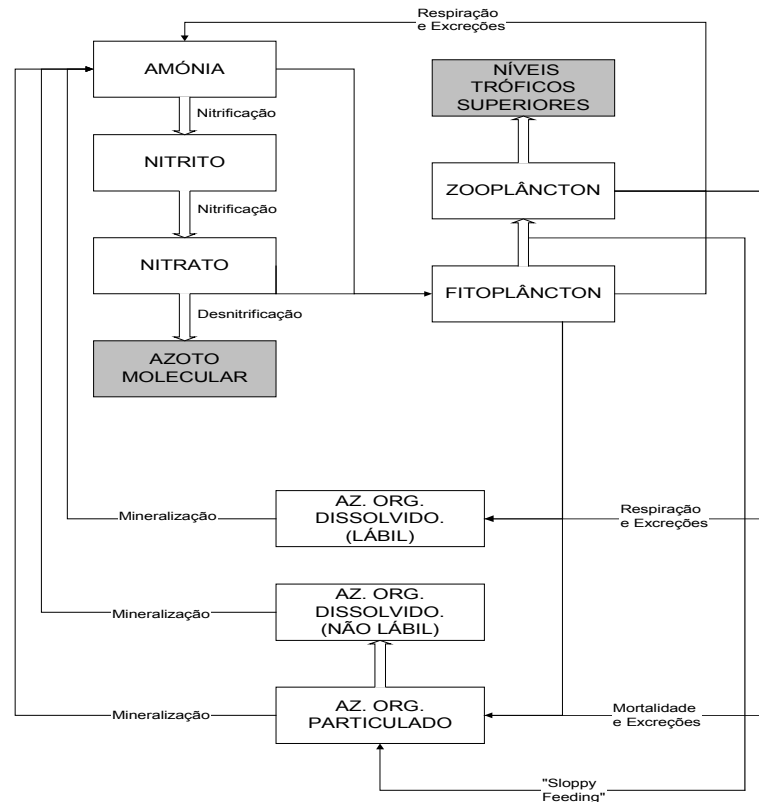


Figura 3. Esquema do modelo ecológico.

A avaliação da qualidade ambiental do estuário é efectuada através da caracterização dos indicadores de estado e impacte do modelo DPSIR em cada área homogénea, alguns dos quais determinados no campo, outros pesquisados em bibliografia, e outros ainda previstos espacialmente através do modelo ecológico e dinâmico. O diagnóstico de cada área de gestão ambiental é desenvolvido através de análise exploratória, como a agregação de indicadores em diferentes índices e o tratamento estatístico, sobrepondo os indicadores das diferentes categorias do DPSIR.

Após determinar a qualidade ambiental do estuário, serão adicionados ao SIG os outros indicadores das categorias do modelo DPSIR, nomeadamente informação, social, demográfica e económica.

A integração entre a informação ambiental, social e económica no SIG, permite a construção de uma interface de suporte aos decisores finais como a administração da Reserva Natural do Estuário do Sado, na Administração do Porto de Setúbal e Sesimbra, outras autoridades locais ou empresas de consultoria, baseado num atlas digital ligado a uma base de dados com diferentes mapas (como

avaliação da qualidade ambiental, pressões sociais e económicas, operações prioritárias de restauração/recuperação).

Pretende-se, assim, avaliar a situação actual e futura do estuário em termos do estado ambiental e pressões sócio-económicas, baseado também em estudos desenvolvidos anteriormente. Esta integração será também possível utilizando o modelo de transportes de sedimentos que indicará qual a área do estuário que sofrerá um efeito e conseqüente impacte face a um determinado indicador de pressão (e.g. carga de poluição, utilização de pesticidas nos arrozais, operação de dragagem). Pretende-se também analisar futuras tendências evolutivas baseadas na avaliação, através do modelo ecológico e dinâmico, da previsão de respostas como medidas de intervenção, que por sua vez modificam os valores quantitativos dos indicadores de pressão e conseqüente estado e impacte (fig. 4). Por exemplo, se uma das respostas a implementar for a remoção de 20 % do azoto descarregado no estuário devido a uma melhoria na eficiência de tratamento de águas residuais urbanas e industriais, essa resposta vai alterar o indicador de pressão, carga de poluição. Desta forma introduz-se no modelo diferentes cargas de poluição e avalia-se qual a conseqüência no actual estado ambiental do estuário.

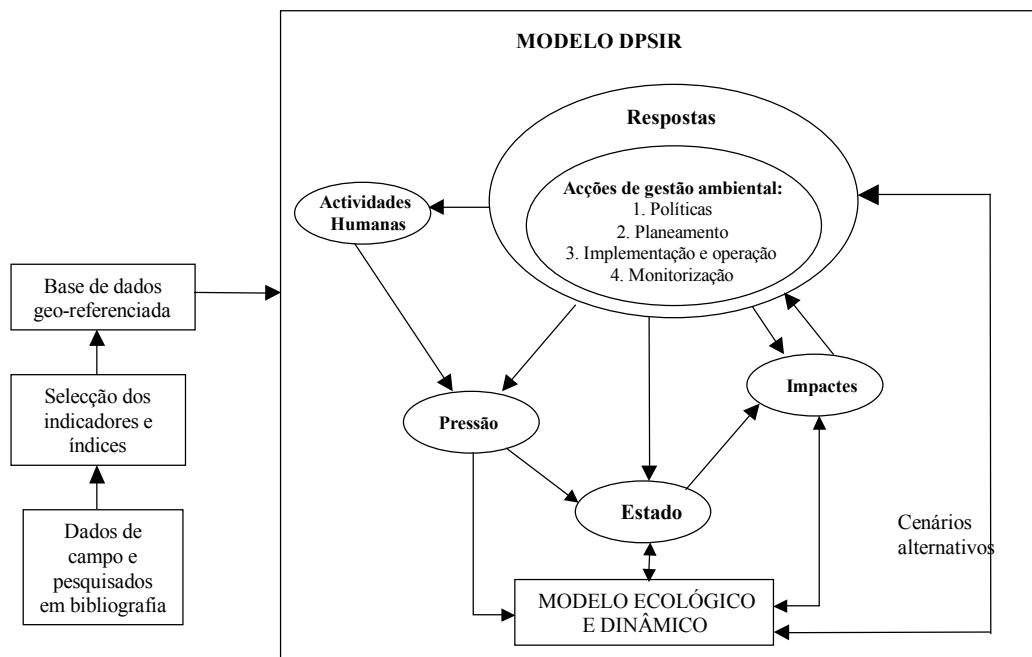


Fig. 4 –Modelo de apoio à decisão de gestão do estuário do Sado.

O sistema de modelação será então integrado nesta ferramenta de gestão de duas formas: o pré-processamento e pós-processamento. Na fase de pré-processamento a ferramenta de gestão será utilizada para fornecer informação para o modelo e será interligada a uma interface específica para correr o modelo. Na fase de pós-processamento os resultados do modelo serão integrados na base de dados de SIG para análise em conjunto com a outra informação.

Esta ferramenta de gestão e planeamento espacial e temporal é essencial para a identificação de áreas para recuperação no Estuário já contaminadas e para assegurar a conservação e biodiversidade de áreas protegidas.

De forma a tornar possível testar a adequação e robustez da metodologia são efectuados testes de análise de sensibilidade. Estes são efectuados através da comparação de diferentes metodologias de avaliação da qualidade ambiental assim como diferentes formas de definir os limites das áreas homogéneas.

6. CONCLUSÕES

O objectivo deste trabalho foi descrever uma metodologia de gestão espacial e temporal aplicada ao Estuário do Sado, baseada na ligação de um modelo dinâmico e ecológico suportado a uma infraestrutura de gestão de informação do tipo DPSIR e com base em SIG.

O modelo DPSIR pode ser uma ferramenta útil e eficiente para efectuar a gestão de informação de sistemas complexos como os estuários, essencialmente quando a informação existe, mas encontra-se de forma dispersa e quando é necessário implementar medidas de gestão ambiental.

Nesta metodologia as propostas de intervenção e a avaliação do seu impacte no estuário são baseadas nos dados ambientais recolhidos e nas previsões dos efeitos dessas acções. Para tal a modelação dinâmica e ecológica do sistema desempenha um papel fundamental tanto na caracterização do estuário como nas propostas de intervenção. A simulação permite a caracterização do sistema, a comparação de cenários alternativos e a quantificação do impacte de acções de intervenção. Uma grande vantagem e inovação desta metodologia é o facto dos dados de campo e os resultados da modelação serem integrados numa plataforma SIG comum que facilite o relacionamento e o cruzamento de toda a informação.

Esta metodologia embora aplicada ao Estuário do Sado pode ser aplicada a qualquer zona costeira, sendo utilizada para avaliar as condições ambientais, execução de planos de gestão e elaboração de acções específicas de recuperação a serem efectuadas pelas entidades responsáveis como os governos regionais.

AGRADECIMENTOS

Tra balho parcialmente desenvolvido no âmbito do projecto SOCTIP, refª.....

BIBLIOGRAFIA

Abbott, M., A. - Damsgaard e G. Rodenhuis. "System 21 Jupiter, A design system for two-dimensional nearly-horizontal flows", *J. Hyd. Res.*, 1, 1973, pp. 1-28.

ANTUNES, P. and SANTOS, R. - "Integrated Environmental Management of the Oceans", *Ecological Economics*, 31, 1999, pp. 215 - 226.

CAEIRO, S.; COSTA, M. H., PAINHO, M e RAMOS, T. B. - "Sado Estuary Ecosystem: A management Methodology". In *Abstract Proceedings of International Conference on Sustainable Management of Coastal Ecosystems*, (in press), Universidade Fernando Pessoa, 3 - 5 Novembro, Porto, 2001.

CAEIRO, S.; RAMOS, T. B.; COSTA, M. H. and PAINHO, M. - "Gestão de informação ambiental do estuário do Sado: aplicação do Modelo DPSIR", In *Proceedings 6º Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, editado por Santana, F.; Vasconcelos, L.; Partidário, M. R.; Seixas, M. J. and Sobral, M. P., Vol. 3, 20 - 22 Outubro, Lisboa, 1999, pp. 685 - 696.

COELHO, H. S.- "Modelação Numérica da Turbulência Oceânica", Tese Mestrado, IST, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 1996.

COSTA, M. H.; BRITO, F.; CORREIA, A. D. and COSTA, F. O. - "Toxicity assessment of coastal dredge materials in Portugal: current status, regulation and research requirements. Presentation of a toxicity test using a local species", In *Seminário sobre dragagens, dragados e ambientes costeiros*, Associação Eurocoast-Portugal, Porto, 1998, pp. 91-104.

D.L. n° 430/80 of 10th October of 1980 - Creation of the Sado Estuary Natural Reserve.

DIAS, M. D. S. - "Contribuição para o conhecimento da Aquacultura no Estuário do Sado". In *Seminário sobre Recursos Halêuticos, Ambiente, Aquacultura do Pescado da Península de Setúbal*, editado por FRANCA, M. L.; OLIVEIRA, M. R. L. and NUNES, L. P., Publicações Avulsas do Instituto Português de Investigação Marinha, 1994, pp. 155-166.

Dyer, K.R. , 1986. "Coastal and estuarine sediment dynamics", Wiley-Interscience, New York.

EEAa) - *Environment in the European Union at the turn of the Century*, European Environment Agency, 1999.

EEAb) - *State and Pressures of the Marine and Coastal Mediterranean Environment*. Environmental Assessment Series, Nº 5, European Environment Agency, 1999.

ELIOT, M. and MCMANUS, J. - "Advances and Future Direction in Marine and Estuarine Studies". In *Proceeding of EBSA 17 Symposium*, editado por MacManus, J. and Elliot, M., Denmark, 1989, pp. 1 – 6.

HIDROMOD - *Estudo da Hidrodinâmica das áreas de intervenção no âmbito do Projecto "Terminal de contentores/Plataforma Multimodal. Dragagens do Canal da Barra, Canal Norte e Bacia de Rotação e Áreas para depósito de dragados no Porto de Setúbal"*, Hidromod, 1998.

Leendertse, J. - *Aspects of a computational model for long water wave propagation*. Rand Corporation Memorandum RH-5299-RR, Santa Monica, 1967.

LUOMA, S. N. - "Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments", In *Heavy Metals in the Marine Environment*, editado por FURNESS, R. W.; RAINBOW, P., S.CRC Press, Boca Raton, Florida, 1990, pp. 51 – 66.

Martins, F., R. Neves e P. Leitão, 1998 – "A three-dimensional hydrodynamic model with generic vertical coordinate", In *Proceedings de Hydroinformatics'98*, Editado por V. Babovic & L. C. Larsen, Balkema, Rotterdam, 2, pp. 1403-1410.

Martins, F., R. Neves, P. Leitão e A. Silva, - "3D modeling in the Sado estuary using a new generic coordinate approach", *Oceanologica Acta*, 24, 2001, pp. S51-S62,

RAMOS, T.B. - *Sistemas de Indicadores e Índices de Qualidade da Água e Sedimento em Zonas Costeiras*, Tese de Mestrado, Universidade de Aveiro, 1996.

PARTHENIADES, E., 1965. "Erosion and deposition of cohesive soils". *J. Hydr. Div., ASCE*, 91, No. HY1 : 105-139.

Odd & Owen, 1972

RIVM - *A General Strategy for Integrated Environmental Assessment at the European Environmental Agency*. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection, 1995.

Rodrigues, A. M. – *Environmental Status of a Multiple Use Estuary, through the Analysis of Benthic Communities*; The Sado Estuary, Portugal. PhD, Univ. Sterling, 1992.

Turner, R. LK. - "Integrating natural and socio-economic science in coastal management", *Jornal of Marien Systems*, 25, 2000, pp. 447 – 460.

TURNER, R. K. and SALOMONS, W. - "Introduction and Overview." In: *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management*. SALOMONS, W.; TURNER, R. K.; LACERDA, L. D. and RAMACHANDRAN, S Springer, 1999, pp. 1 – 9.

Vandermeulen, H. – "The development of marine indicators for coastal zone management" *Ocean & Coastal Management*, 39, 1998, pp. 63 – 71.

WILSON, J. G. - *The Biology of Estuarine Management*, Croom Helm Ltd., London, 1988.