



Projecto ERIC

Relatório Intercalar

MARETEC - IST

Outubro 2001

INDEX

| | | |
|------------|---|-----------|
| 1 | RESUMO DO RELATÓRIO | 3 |
| 2 | SISTEMA MOHID2000 | 3 |
| 3 | MÓDULO HIDRODINÂMICO | 5 |
| 3.1 | Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Douro | 6 |
| 3.2 | Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Tejo | 10 |
| 3.3 | Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Guadiana | 14 |
| 4 | MÓDULO ECOLÓGICO | 19 |
| 4.1 | Resultados do modelo ecológico | 20 |
| 5 | MÓDULO DOS PEIXES | 24 |
| 5.1 | Crescimento dos Peixes | 24 |
| 5.2 | Modelo do Crescimento Individual (IGM) | 26 |
| 5.3 | Modelo de Crescimento da População (PGM) | 28 |
| 5.4 | Implementação | 30 |
| 5.5 | Movimento dos peixes | 32 |
| 6 | CONCLUSÕES | 34 |
| 7 | REFERÊNCIAS | 35 |

1 Resumo do relatório

Os estuários oferecem aos seus habitantes um meio ambiente que é variável quer no tempo quer no espaço. O transporte vertical e horizontal impõe gradientes no crescimento e sobrevivência através dos efeitos da temperatura, concentração de alimento, capacidades sensoriais, densidade de predadores e riscos de detecção. Estudar as forças que criam as distribuições espaciais de peixes é um grande desafio para a ecologia, mas tem também óbvios benefícios para nós humanos, ao permitir uma análise mais precisa da gestão dos stocks existentes. Enquanto os trabalhos de campo podem revelar padrões de comportamento numa dada localização num determinado período e as investigações laboratoriais podem isolar os efeitos singulares., os modelos podem integrar várias forças e conhecimento de forma contínua quer no tempo quer no espaço. Tendo em conta os objectivos do projecto o trabalho tem vindo a ser orientado no sentido de dar resposta em termos de modelação às várias questões solicitadas. As tarefas da modelação distinguem-se em 3 partes com relação sequencial entre si. A modelação hidrodinâmica que determina o transporte das várias variáveis de estado calculadas pelo modelo, modelação da qualidade da água que determina a evolução temporal das propriedades que condicionam directa e indirectamente a evolução dos peixes. E finalmente a modelação dos peixes que é influenciada pelos resultados dos dois aspectos anteriores. Neste relatório são descritos cada um dos aspectos referidos, a sua aplicação nos estuários abrangidos pelo projecto e os resultados já existentes.

2 Sistema MOHID2000

A ferramenta numérica utilizada no âmbito deste projecto é o Sistema *MOHID*. O desenvolvimento deste sistema iniciou-se na década de 80 (Neves, 1985), tendo vindo a ser objecto de sucessivos aperfeiçoamentos na sequência da respectiva aplicação a diferentes projectos científicos e tecnológicos. Actualmente este sistema de modelação matemática pode ser classificado com um dos mais elaborados entre os sistemas

existentes deste tipo, nomeadamente no que respeita às inovações na coordenada vertical e à programação robusta e fiável.

O sistema *MOHID* foi programado recorrendo a programação orientada por objectos, utilizando o *ANSI Fortran 95*. O sistema encontra-se dividido em diferentes módulos, podendo cada um deles ser entendido com um modelo específico, sendo no entanto o sistema composto por um único ficheiro executável.

A utilização do *ANSI Fortran 95* garante a independência do sistema *MOHID* face ao sistema operativo no qual se pretende executar o modelo (*Windows, Linux, Unix, etc.*) e uma fácil implementação do código em qualquer ambiente. O tempo de execução do programa (tempo simulado *versus* tempo da unidade central de processamento) varia em função da malha de cálculo e do passo de tempo utilizado. No entanto, a possibilidade de correr os vários módulos (hidrodinâmica, turbulência, deriva, etc.) com passos de tempo diferentes permite uma optimização do tempo de cálculo necessário para a execução das simulações.

Tirando partido das novas funcionalidades do *Fortran 95*, o sistema utiliza a alocação dinâmica da memória, tornando-se assim mais versátil, optimizando o uso dos recursos do computador e permitindo utilizar um único executável independentemente das dimensões do domínio de cálculo a utilizar.

O sistema *MOHID* pode ser dividido em quatro grandes classes. Duas gerem as propriedades do escoamento não turbulentas (ex. velocidade, elevação, fluxos de água) e turbulentas (viscosidade turbulenta, difusividade, energia cinética turbulenta, comprimentos de mistura). A evolução das propriedades em ambas as classes é calculada num referencial euleriano pelo método dos volumes finitos. As outras duas classes gerem as propriedades da água (ex. salinidade, temperatura, densidade, sedimentos coesivos, parâmetros de qualidade). Uma destas classes resolve a evolução das propriedades também num referencial euleriano pelo método dos volumes finitos. A outra classe simula a evolução das propriedades num referencial lagrangeano, esta classe é a base do módulo de deriva.

A técnica de volumes finitos consiste em aplicar as leis (físicas, químicas e biológicas), que regem os processos que se pretendem simular, directamente a um volume de controlo na forma de uma divergência de um fluxo. Como consequência, este método

garante automaticamente a conservação de massa das propriedades simuladas (Adcroft *et al.*, 1997).

A classe responsável pela evolução das propriedades da água num referencial lagrangeano evoluiu de um modelo de traçadores lagrangeanos utilizado nas versões anteriores do *MOHID* (Leitão, 1997). Hoje em dia o modelo lagrangeano pode ser utilizado para simular uma diversidade de processos de transporte e de qualidade da água bem como a deriva de manchas de petróleo (Silva, 1997).

As quatro grandes classes acima referidas encontram-se repartidas por mais de 40 módulos que constituem o sistema *MOHID* perfazendo um total mais de 140 mil linhas de código.

A programação orientada por objectos utilizada na programação do modelo torna a sua utilização, tal como a sua expansão, muito robusta (Miranda *et al.*, 2000). Este tipo de programação tem provado ser uma metodologia muito útil no desenvolvimento de programas complexos, em especial para aqueles que têm por objectivo simular problemas “do mundo real” (Decyk *et al.*, 1998), dos quais a modelação de processos marinhos ou estuarinos se constituem como exemplos. A comunicação entre os módulos é feita numa base de cliente/servidor garantindo assim o encapsulamento da informação de cada módulo (Duffy, 1995).

Ao longo da sua existência, o modelo *MOHID* tem vindo a ser utilizado em inúmeros casos de estudo entre os quais se podem encontrar zonas com características muito diferentes como sejam o caso do oceano profundo (casos do Atlântico Nordeste, no âmbito do projecto *Omex*, e do mar Mediterrâneo, no âmbito do projecto *EuroModel*), zonas fluviais e estuarinas, zonas costeiras, lagoas e albufeiras.

3 Módulo Hidrodinâmico

O módulo hidrodinâmico do sistema Mohid resolve as equações primitivas do movimento no espaço tridimensional. A discretização espacial destas equações é feita utilizando uma técnica de volumes finitos a qual permite a utilização de um sistema de coordenadas verticais genérico. A discretização temporal é baseada na utilização de um esquema semi-implícito.

O modelo permite a consideração de condições de fronteira abertas ou fechadas. As condições de fronteira abertas podem ser do tipo nível imposto, radiativas ou um misto das duas.

A versatilidade do módulo hidrodinâmico permite que se proponha esta como a única ferramenta para simular o escoamento em todos os locais onde serão elaborados cenários de derrames independentemente da complexidade da respectiva geometria. Esm seguida apresentam-se os resultados já obtidos na aplicação do modelo hidrodinâmicos nos estários do Douro, Tejo e Guadiana.

3.1 Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Douro

Na Figura 1 e na Figura 2 apresentam-se velocidades respectivamente em vazante e enchente para a situação de maré e caudal do rio médios (450 m³/s). As velocidades máximas (cerca de 2 ms⁻¹ no pico da vazante) ocorrem na zona do Cabedelo, na parte mais profunda do canal.

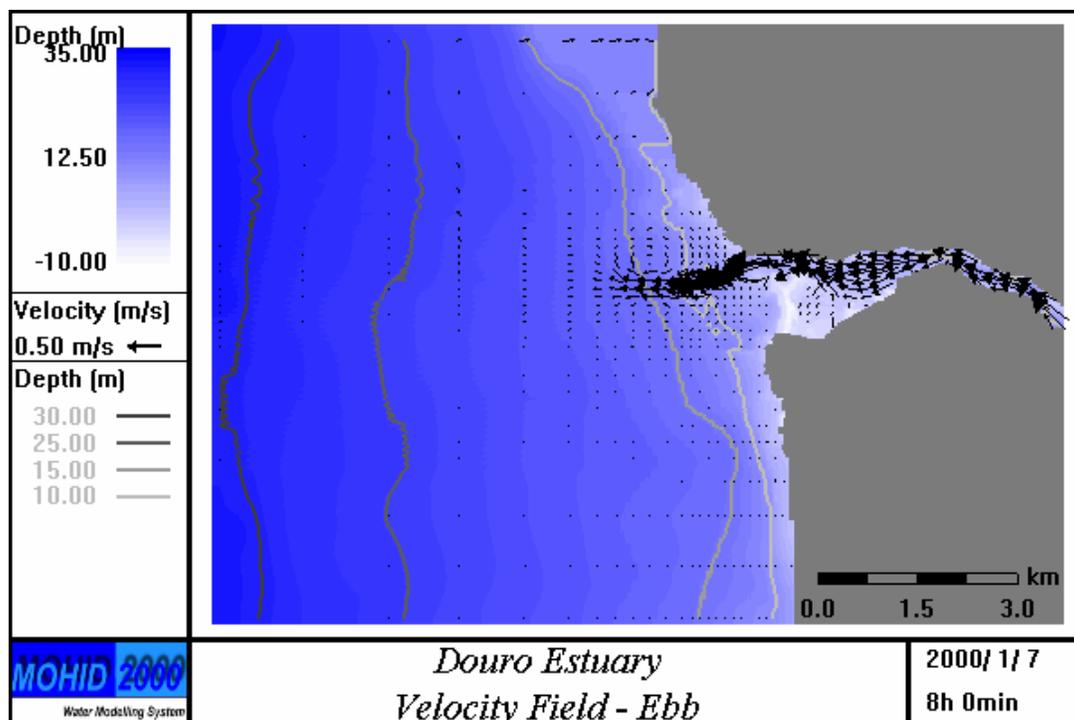


Figura 1: Distribuição de velocidades em vazante (maré média e caudal do rio 450 m³/s).

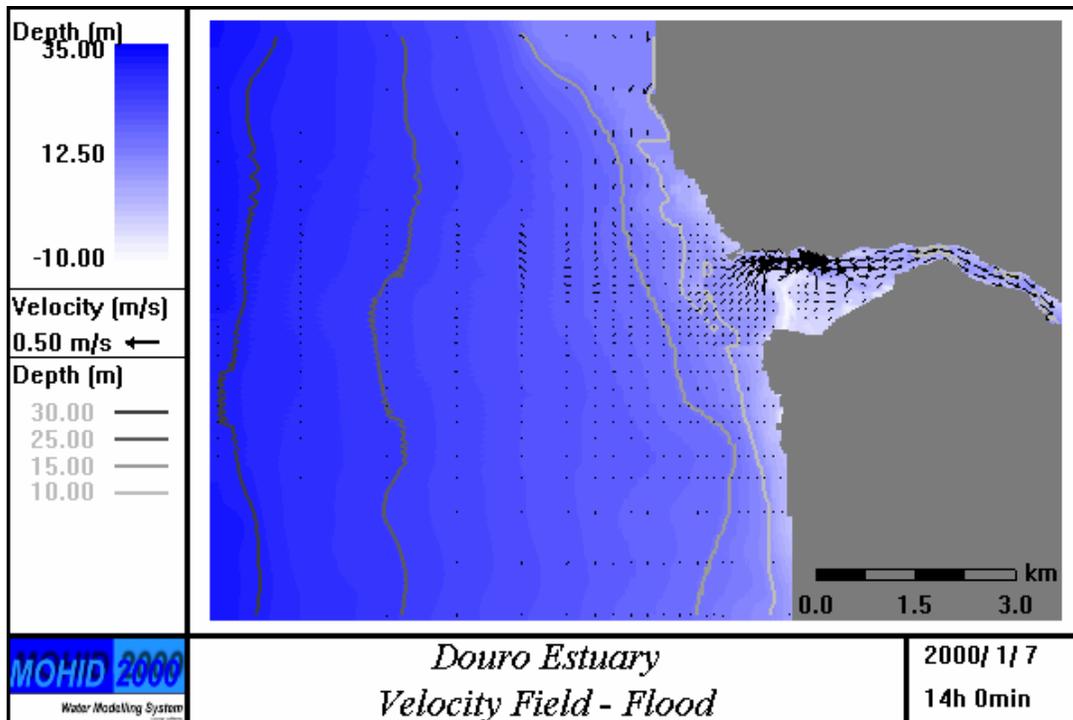


Figura 2: Distribuição de velocidades em enchente (maré média e caudal do rio 450 m³/s).

A Figura 1 mostra como o jacto de saída no pico da vazante induz dois vórtices, um a norte anticiclónico e outro a sul ciclónico. Estes vórtices facilitam o início da enchente pelas zonas junto a terra, enquanto que a quantidade de movimento transportada pelo jacto de saída dificulta a transição para o escoamento de enchente na zona por ele ocupada. O padrão de escoamento representado na Figura 2 mostra esses efeitos. Na zona do jacto o escoamento continua a ser para o largo (embora com menor intensidade), enquanto que nas zonas adjacentes a água desloca-se para o interior do estuário.

Na Figura 3 mostra-se a velocidade residual gerada pela maré M_2 numa situação em que o caudal do rio é $450 \text{ m}^3/\text{s}$ (condições médias). Pode observar-se como a circulação é essencialmente de saída com velocidades superiores a 20 cm/s . O padrão de circulação residual e a intensidade das velocidades são consequência essencialmente do caudal elevado e da pequena capacidade de armazenamento do estuário. Como consequência do caudal do rio e da geometria do estuário os tempos de residência no seu interior são baixos (da ordem dos dias).

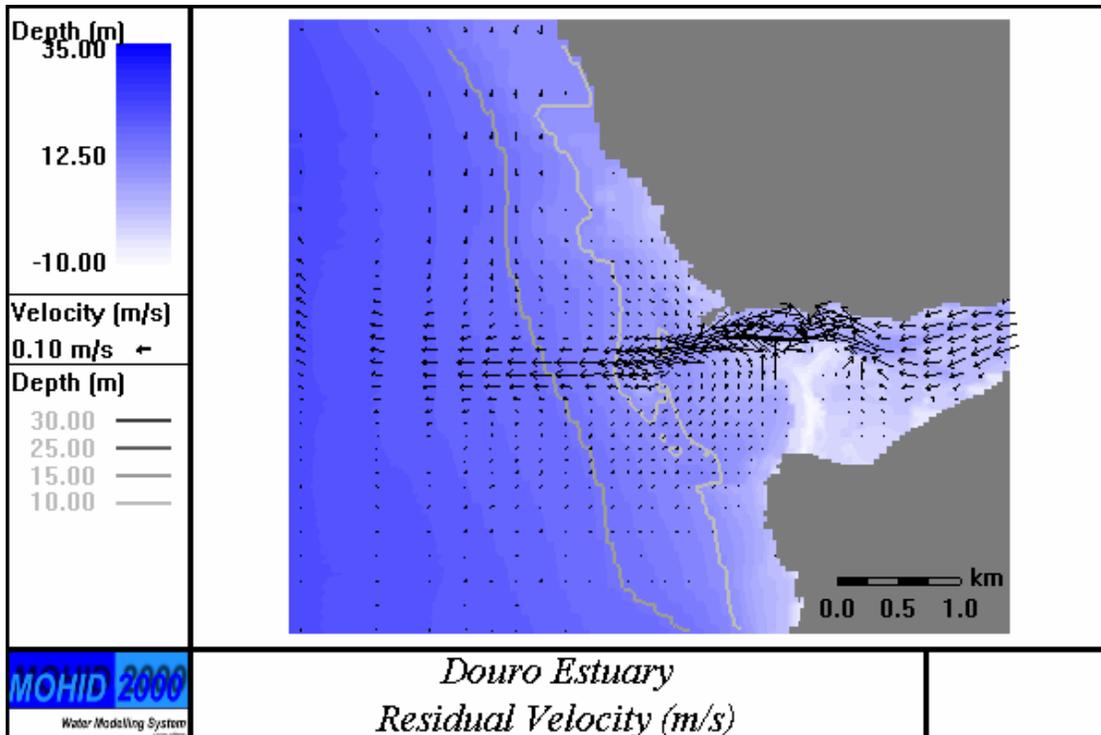


Figura 3 Circulação residual no estuário do Douro (caudal do rio $450 \text{ m}^3/\text{s}$).

Na zona interior do Cabedelo, o transporte residual é baixo, tal como o transporte transiente, o que explica que esta região seja uma região de deposição de material particulado. A circulação residual na zona de saída com um jacto e dois vórtices adjacentes era de esperar, tendo em consideração que o próprio escoamento de vazante já apresenta este tipo de padrão de escoamento.

A salinidade no interior do estuário, à semelhança dos outros estuários na região norte de Portugal é baixa. Mesmo com caudais de $100 \text{ m}^3/\text{s}$, em baixa-mar a salinidade na

região do Cabedelo, à superfície pode ser inferior a 5 ‰ e em preia-mar a cunha salina não ultrapassa a zona da Ponte da Arrábida.

A Figura 4 mostra resultados do modelo em baixa-mar para uma situação de maré média e caudal de 450 m³/s e a Figura 5 mostra a situação em preia-mar nas mesmas condições de simulação. As figuras mostram distribuições consistentes com a informação disponível e põem em evidência os processos de mistura no interior e no exterior do estuário. Na zona de baixa profundidade, do lado de dentro do Cabedelo, a salinidade em Preia-Mar é menor do que em Baixa-Mar, como consequência da topografia local. Com efeito esta zona é inundada através de um vórtice que transporta água de montante, de salinidade inferior do que a que está a entrar proveniente do mar.

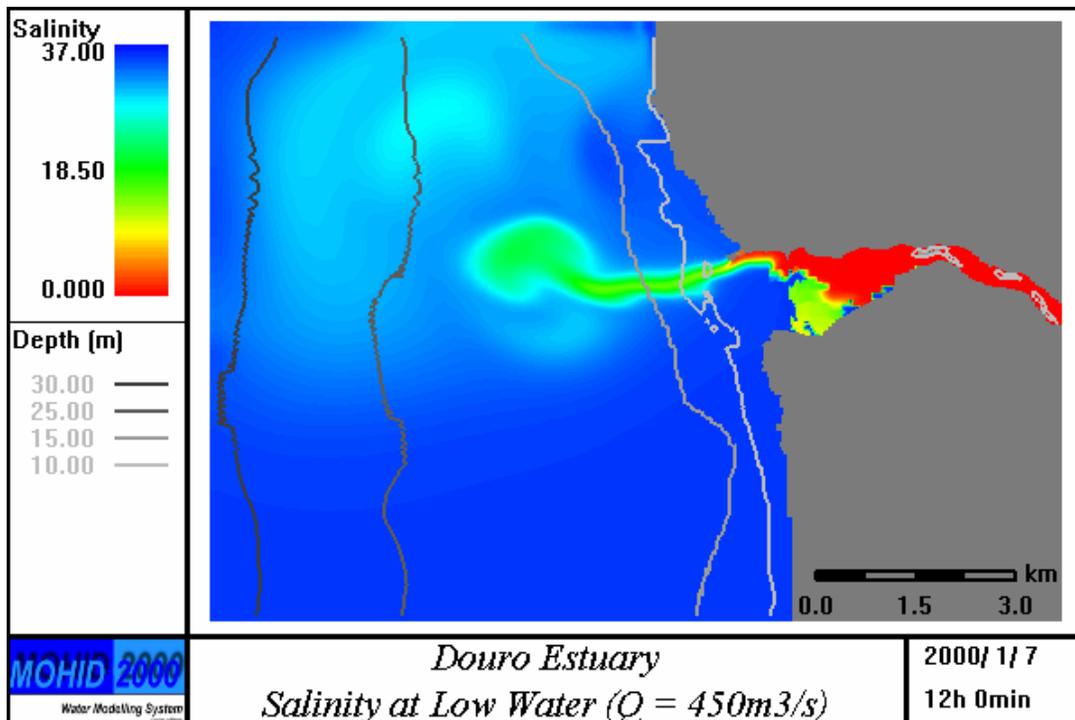


Figura 4: Salinidade em baixa-mar (caudal do rio 450 m³/s).

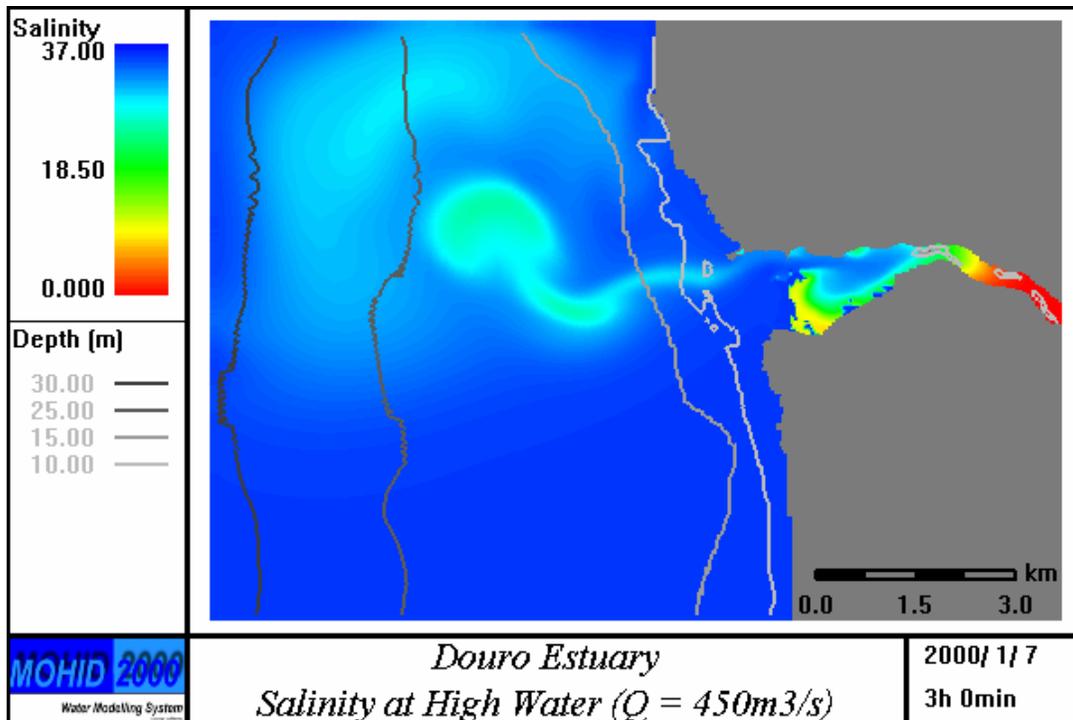


Figura 5: Salinidade em preia-mar (caudal do rio 450 m³/s).

3.2 Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Tejo

A circulação no estuário do Tejo é forçada essencialmente pela maré (semi-diurna). Na embocadura a amplitude média é de 2 metros, aumentando até 2.7 em situação de maré viva média. No interior do estuário a maré amplificada atinge os 3.5 metros.

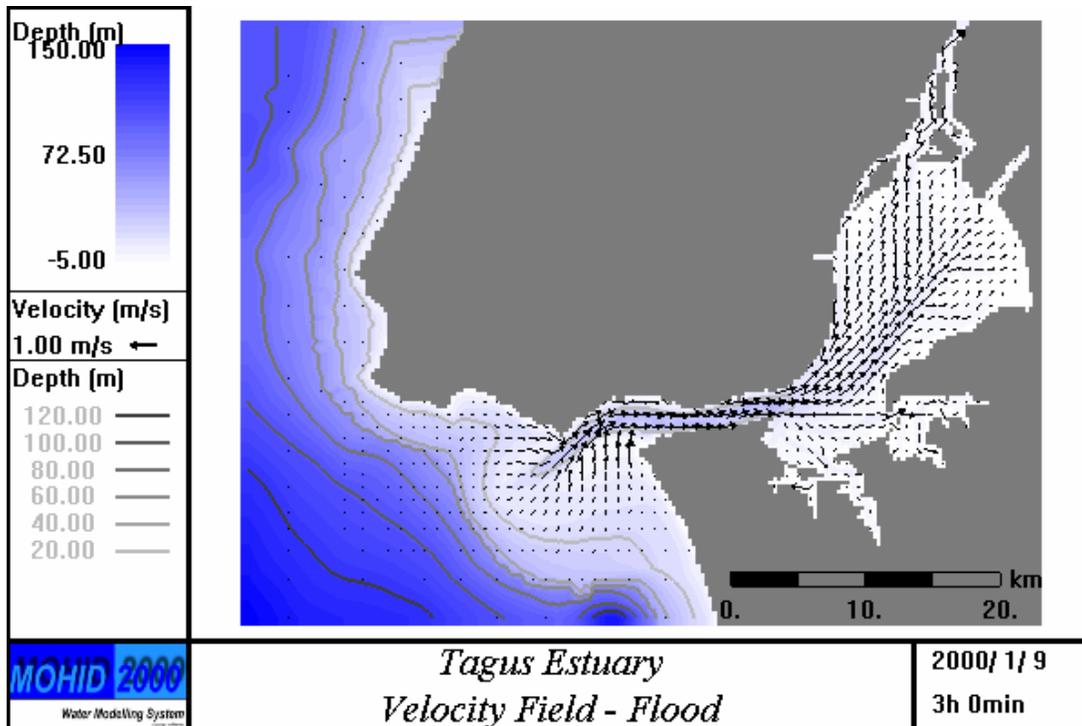


Figura 6: Distribuição de velocidades em enchente, numa maré média.

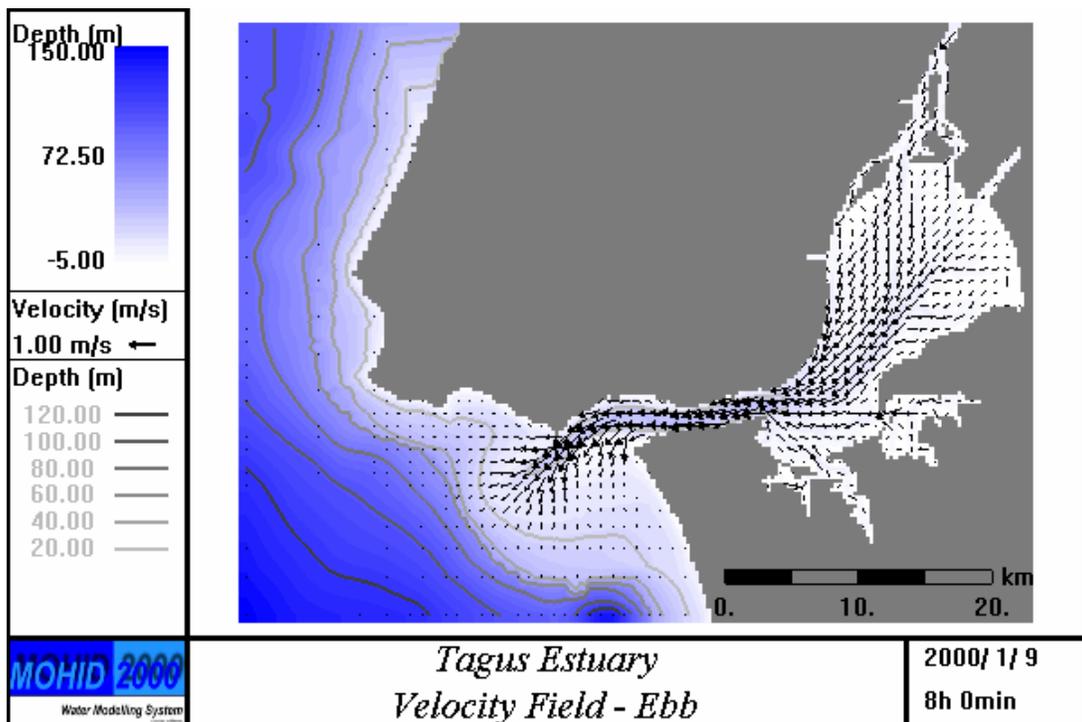


Figura 7: Distribuição de velocidades em vazante, numa maré média.

Velocidades típicas da ordem de 1 m/s. As velocidades máximas registam-se no “corredor”, podendo atingir os 2.5 m/s em maré viva, junto à embocadura. A Figura 6 mostra uma distribuição de velocidades em enchente e a Figura 7 em vazante, numa situação de maré média. As figuras mostram que as velocidades máximas registam-se no corredor. Em vazante é bem visível o jacto de saída do estuário. Este jacto induz um vórtice anticiclónico depois da embocadura, na margem norte. Este vórtice determina a circulação residual nesta região - Figura 8. A circulação residual é intensa, com valores máximos nos extremos do corredor, onde os efeitos não-lineares são mais importantes.

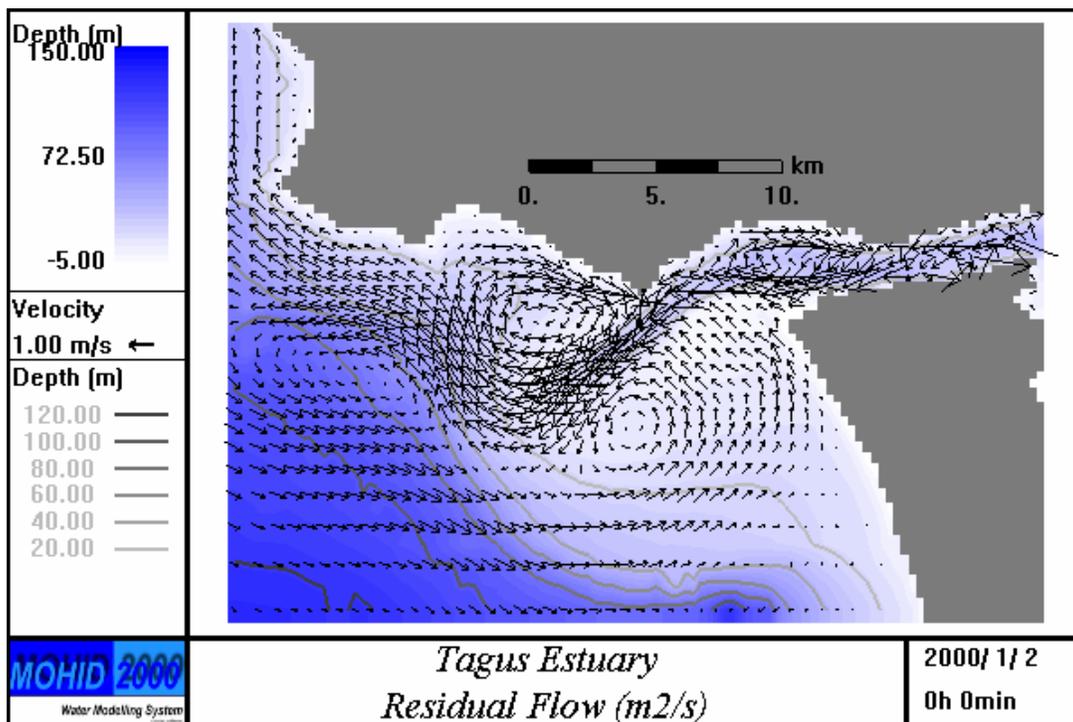


Figura 8: Circulação residual na embocadura do estuário do Tejo.

A Figura 8 representa os caudais residuais (velocidade vezes a profundidade). Esta propriedade representa efectivamente o deslocamento residual da massa de água, sendo a variação do módulo mais regular do que a da velocidade residual e por conseguinte mais fácil de representar graficamente. Um grande vórtice residual anti-ciclónico ocupa o extremo de jusante do corredor com velocidade no sentido do interior do estuário a norte e no sentido do mar a sul. No exterior do estuário pode ver-se o jacto de saída e dois vórtices adjacentes.

A água deixa o estuário pela parte sul do vórtice que ocupa a parte terminal do corredor do estuário, e entra no jacto exterior, o qual é formado pela água que deixa o estuário e pela água recirculada no exterior por acção dos dois vórtices adjacentes ao jacto, o qual é deflectido para oeste (efeito de Coriolis) formando uma corrente que contorna os Cabos Raso e da Roca e se dirige em seguida para norte.

O conjunto do jacto e dos dois vórtices residuais adjacentes é típico de estuários sujeitos a maré, com embocaduras estreitas (quando comparadas com a dimensão do estuário). A assinatura do jacto e dos vórtices residuais que lhe estão associados é facilmente identificável nas distribuições de salinidade .

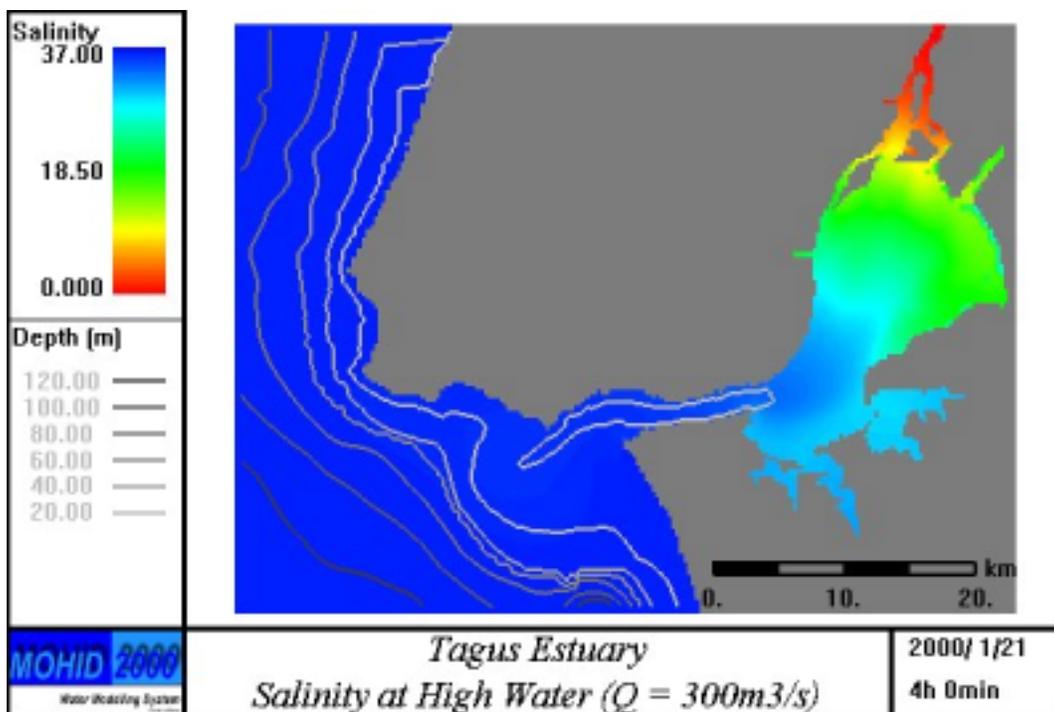


Figura 9 Salinidade no estuário do Tejo em maré cheia.

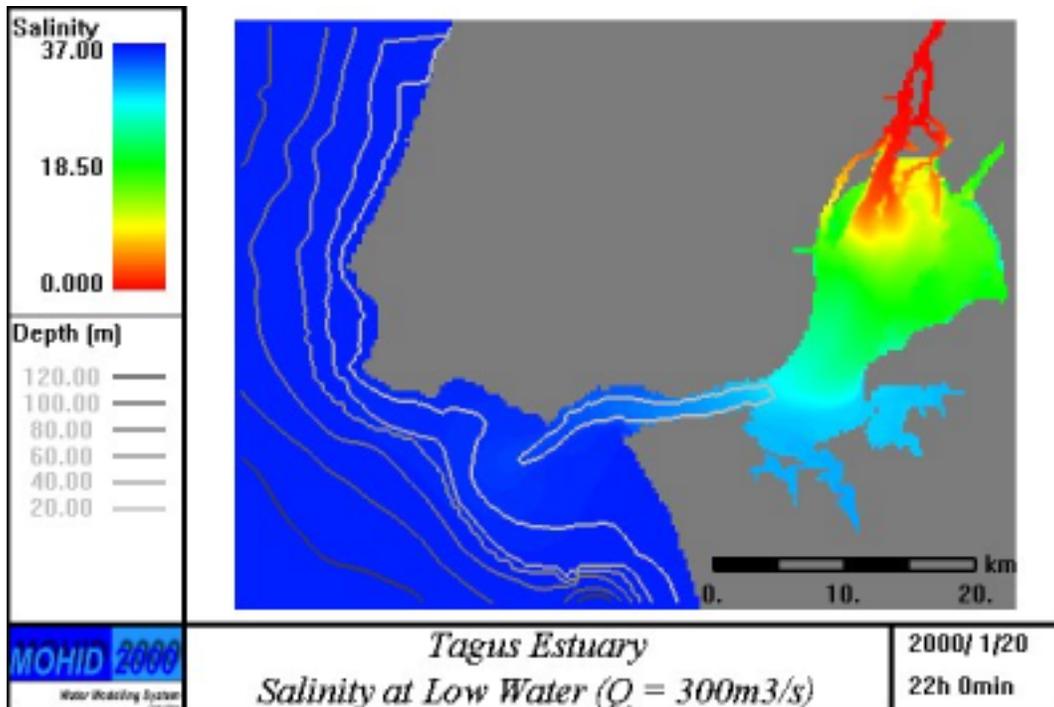


Figura 10 Salinidade no estuário do Tejo em maré vazia.

3.3 Circulação hidrodinâmica e distribuição da salinidade na embocadura e plataforma adjacente ao estuário do Guadiana

Na fronteira com o mar foi imposta uma maré média (componente M2 da maré, com 0.98 m de semi-amplitude). A Figura 11 e a Figura 12 mostram os campos de velocidade instantânea respectivamente na vazante e na enchente.

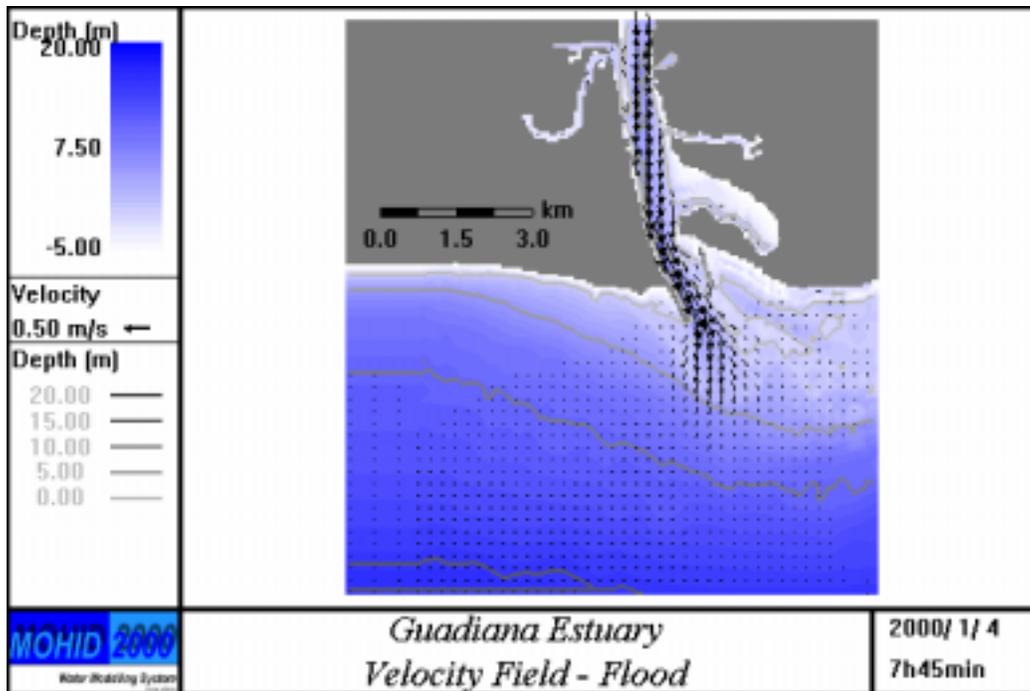


Figura 11: Campo de velocidades horizontais no Estuário do Guadiana (Vazante, caudal do rio 80 m³/s e maré M₂).

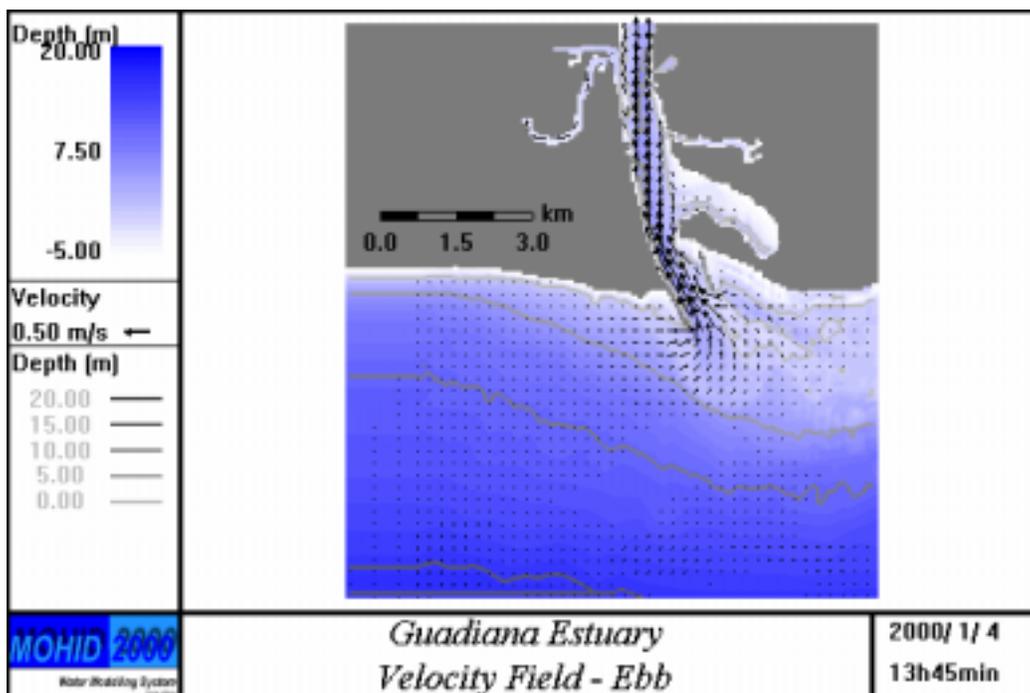


Figura 12: Campo de velocidades horizontais no Estuário do Guadiana (Enchente, caudal do rio 80 m³/s e maré M₂).

As figuras mostram que o escoamento se faz com maiores velocidades nos canais mais profundos. Na zona terminal do estuário, o escoamento de vazante inicia-se nas zonas

de menor profundidade junto à margem Este do estuário, onde a inércia é menor, drenando primeiro o sapal de Ayamonte e só depois se propagando ao resto da secção do estuário. Na região da barra forma-se um jacto de vazante visível na Figura 11 que transporta a massa de água para o largo onde se mistura com a água do mar. Este jacto induz a formação de um vórtice anticiclónico ao largo de Vila Real de Santo António que faz com que na transição de vazante para enchente a água inicie a entrada no estuário pela margem Oeste. Para este facto contribuem também os bancos de areia existentes ao largo de Ayamonte que dificultam a entrada quando os níveis da água são menores.

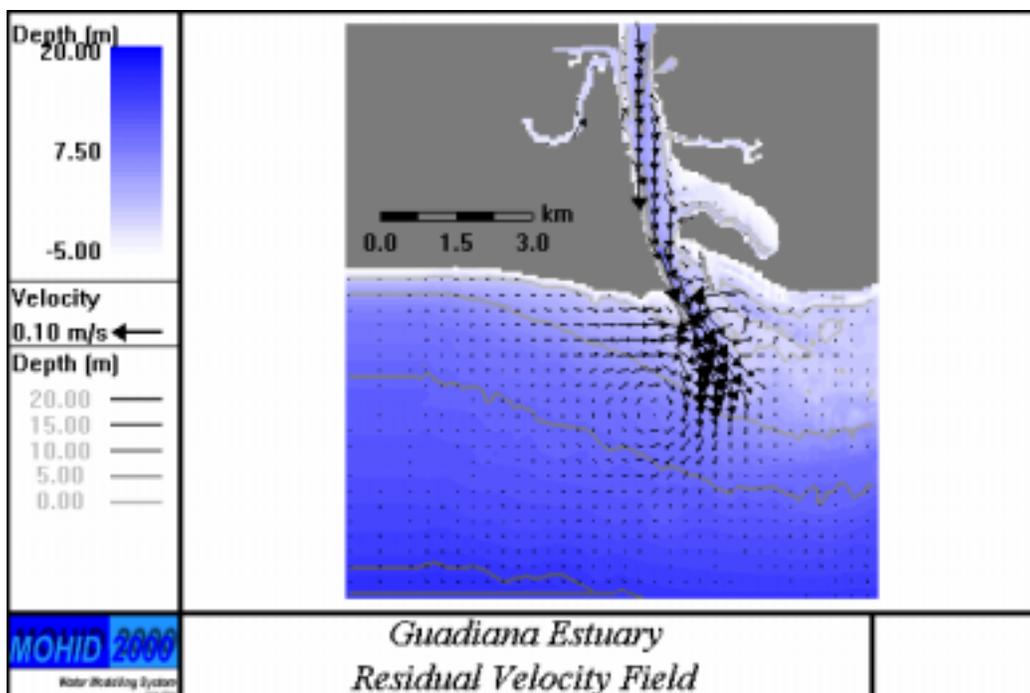


Figura 13: Campo de velocidades residuais (Caudal do rio de $80 \text{ m}^3/\text{s}$).

O campo de velocidades residuais - Figura 13 - permite uma análise integrada dos processos de transporte. A figura mostra uma distribuição de velocidades típica de uma embocadura estreita, com um jacto de saída do estuário e dois vórtices associados, sendo o da direita mais intenso. Nestas condições a descarga do rio é suficientemente importante para impedir a formação de vórtices residuais no interior do canal. Só junto à raiz do molhe da margem direita se pode identificar um pequeno vórtice que deverá estar na génese do pequeno banco de sedimentos localizado no seu centro. O facto de o

vórtice do lado da margem Oeste ser mais intenso está também na origem do início da enchente se fazer por aquele lado do estuário.

A estratificação de densidade no estuário do Guadiana é mínima para caudais baixos e aumenta com o caudal do Rio, podendo a água doce escoar-se pela superfície até ao mar para caudais da ordem dos milhares de m^3 . Em condições de caudal médio ($80 m^3/s$), a estratificação é suficientemente baixa para permitir usar uma malha integrada na vertical. Esta opção liberta recursos computacionais para refinar a malha na horizontal, tendo por isso sido adoptada. A Figura 14 mostra a distribuição de salinidade em Preia-Mar e a Figura 15 em Baixa-Mar. As figuras mostram que com um caudal de $80 m^3/s$ a água doce pode atingir a região de Ayamonte. A comparação das figuras sugere que a excursão de maré é da ordem dos 8 km. Os valores das salinidades apresentados pelas figuras nos sapais de Marim e de Ayamonte não são realistas. Estes valores dependem das descargas de água doce nessas zonas e, no caso de Ayamonte, de detalhes da batimetria que não estavam disponíveis para estas simulações. Os valores representados nas regiões descobertas são arbitrários (são efectivamente o valor da salinidade da última água que lá esteve). Valores desse tipo estão representados nas margens dos sapais que só cobrem nas águas vivas de preia-mar, onde a última água que as inundou tinha salinidades da ordem de 36 ‰.

A simulação foi feita com o caudal médio. A simulação do caudal referente à moda dos caudais daria salinidades mais concordantes com os valores medidos mais frequentemente. No caso de se ter optado pela moda do caudal as salinidades obtidas seriam mais elevadas do que as apresentadas. A salinidade é melhor traçador quando apresenta gradientes claros junto à embocadura. O caudal médio produz gradientes superiores à moda do caudal e foi por isso preferido para estas simulações. No caso dos $80 m^3/s$ o jacto de vazante deixa uma assinatura clara no campo de salinidades, auxiliando o estabelecimento do limite de jusante do estuário.

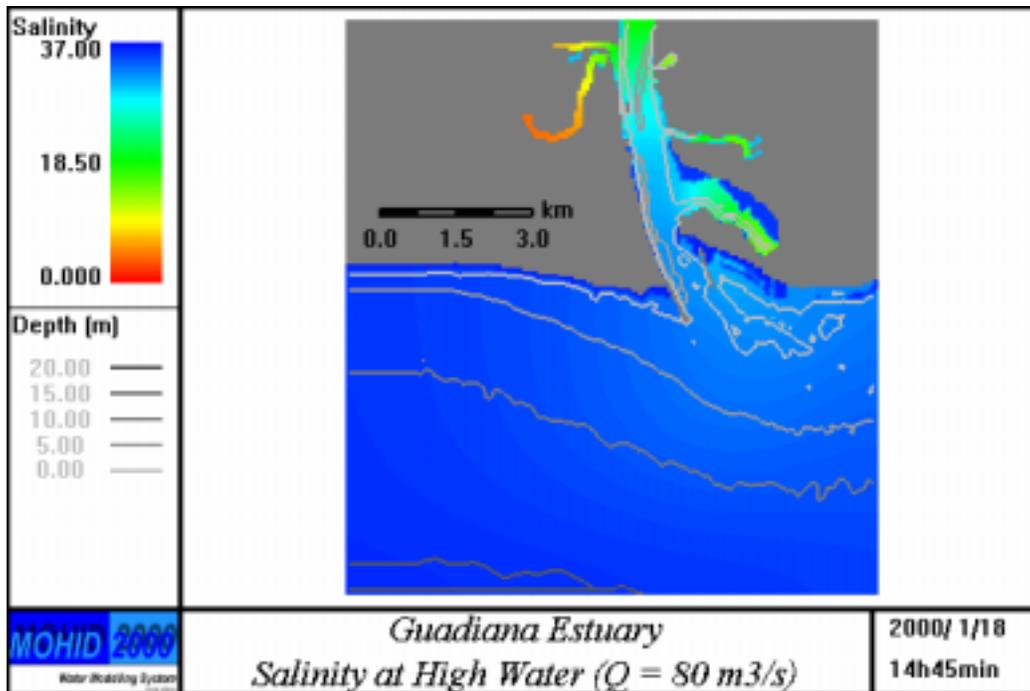


Figura 14: Campo de salinidade no Estuário do Guadiana (preia-mar).

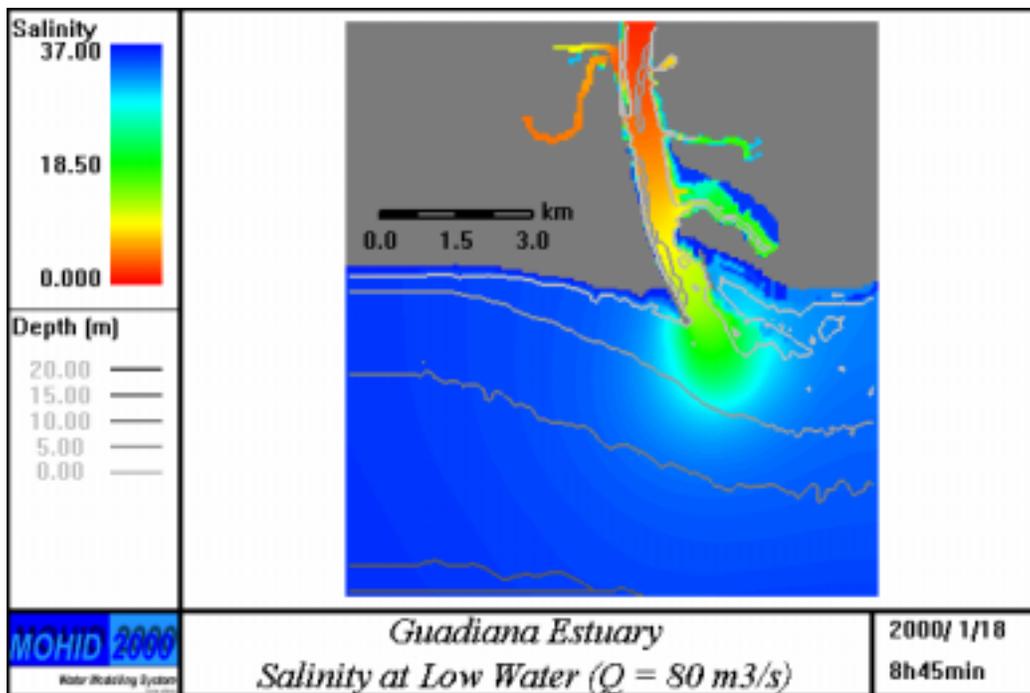


Figura 15: Campo de salinidade no Estuário do Guadiana (baixa-mar).

4 Módulo Ecológico

O mundo físico afecta os modelos ecológicos de várias maneiras: fornecendo a energia cinética, a energia calorífica e a radiação. As condições ambientais actuam como agentes de transporte através dos processos de adveccão-difusão, influenciando também as taxas dos processos químicos e biológicos.

A variação da concentração de uma propriedade (variável de estado) no tempo pode ser descrita por uma equação do tipo:

$$\frac{dC}{dt} = \text{Difusão turbulenta} + \text{Fontes} - \text{Poços}$$

O termo do lado esquerdo representa a derivada total da variável de estado C; consiste na variação local e na variação devido ao movimento da água que passa num determinado ponto de observação com a concentração C:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z}$$

Onde u, v, w identificam as três componentes da velocidade, e são calculadas pelo modelo hidrodinâmico. Os termos associados à difusão podem ser parametrizados de acordo com vários modelos e são igualmente resolvidos pelo modelo hidrodinâmico. Os termos fonte e poço são influenciados pelos processos químicos, biológicos e verticais que afectam cada propriedade.

O modelo ecológico foi desenvolvido em termos de fontes e poços. Esta aproximação é conveniente de forma a fornecer a estes modelos a flexibilidade desejável para poderem ser acoplados a sistemas de resolução Lagrangianos ou Eulerianos.

A simulação dos processos de qualidade da água é feita tendo em conta as seguintes considerações: os produtores autotróficos consomem nutrientes inorgânicos e dependem, quer da sua disponibilidade quer da luz solar como fonte de energia para a fotossíntese. O nitrato e a amónia são as formas de azoto inorgânico consumidas pelo fitoplacton. As excreções dos produtores primários e secundários actuam como fonte

no ciclo do azoto. Os produtores primários são consumidos pelos secundários e por sua vez são consumidos pelos níveis tróficos superiores.

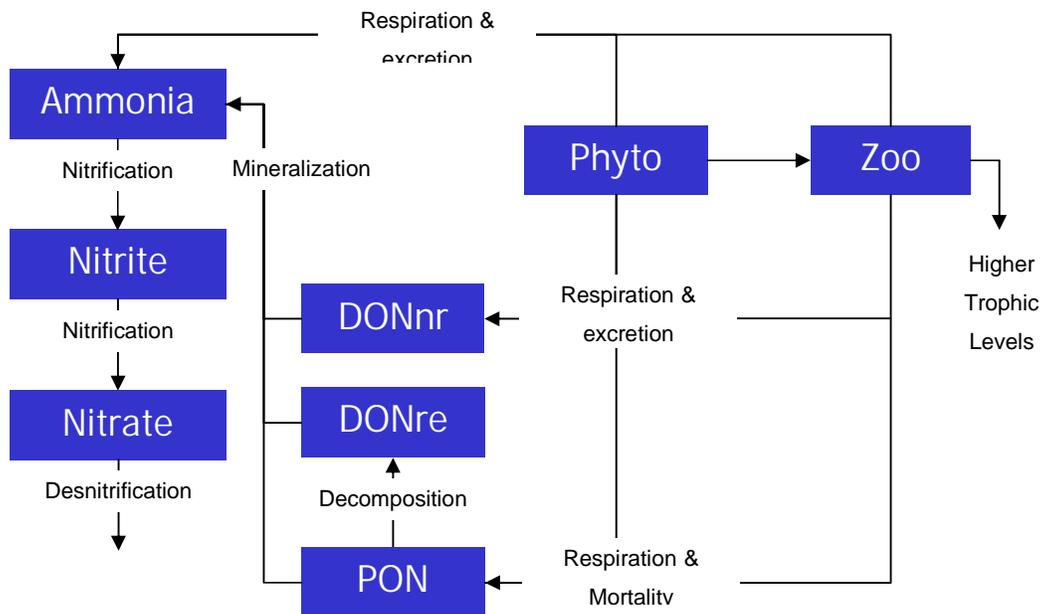


Figura 16 Modelo conceptual.

4.1 Resultados do modelo ecológico

Até ao momento o estuário do Tejo foi o único estuário dos três abrangidos pelo projecto onde foi aplicado o modelo de qualidade da água.

Os resultados seguintes mostram a comparação dos resultados do modelo com dados de campo (Martins & Dufner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b and Silva *et al.*, 1986a) para uma estação de amostragem no estuário do Tejo.

Os resultados do modelo mostram que a produção é mais intensa em Junho e que é essencialmente controlada pela turbidez e pela produção secundária. A amónia e o Nitrate são consumidos de forma mais intensa durante o pico do fitoplâncton, depois deste acontecimento a amónia aumenta devido à respiração e excreção do zoo e fitoplâncton e o nitrate aumenta devido aos processos de nitrificação.

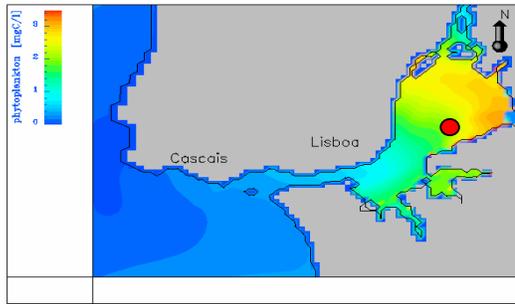


Figura 17 Localização da estação 3.5

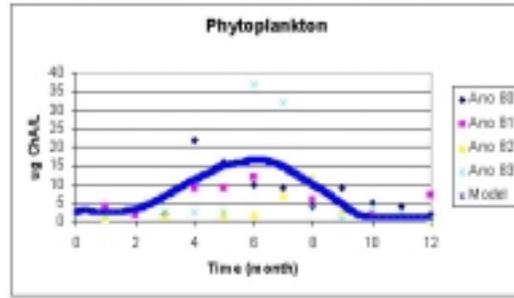


Figura 18 Variação do fitoplâncton

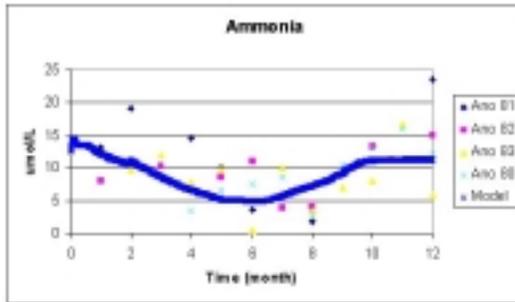


Figura 19 Variação da amónia

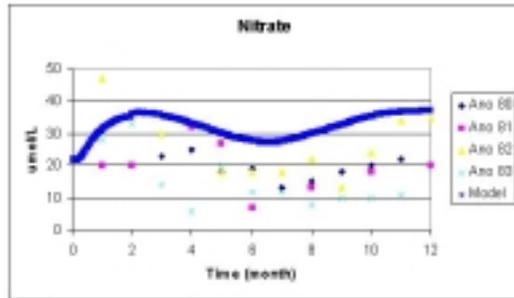


Figura 20 Variação do nitrato

Os resultados seguintes mostram a distribuição espacial de fitoplâncton, nitrato e amónia durante o verão (7, Junho 1999)

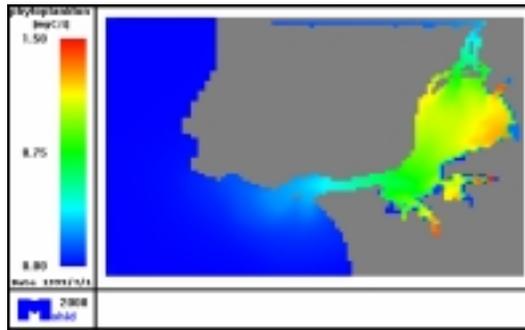


Figura 21 Distribuição de fitoplâncton no estuário do Tejo

A Figura 21 mostra maior concentração de fitoplâncton na zona superior dos estuário principalmente na região dos sapais.

A maior disponibilidade luminosa devido às baixas profundidades e elevada concentração de nutrientes parecem as causas prováveis para este resultado. O consumo por parte do fitoplâncton provoca uma diminuição acentuada de nutrientes nesta região.

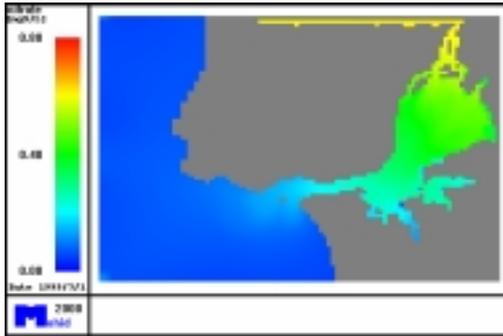


Figura 22 Distribuição de nitrato no estuário do Tejo

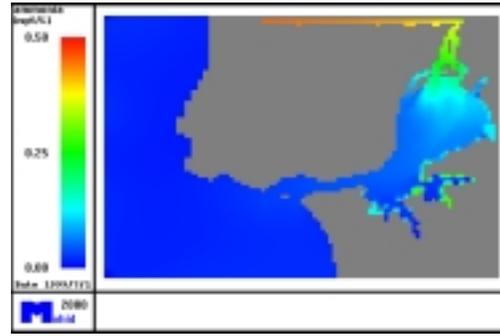


Figura 23 Distribuição de amônia no estuário do Tejo

As figuras seguintes mostram os fluxos integrados espacialmente e temporalmente das principais propriedades.

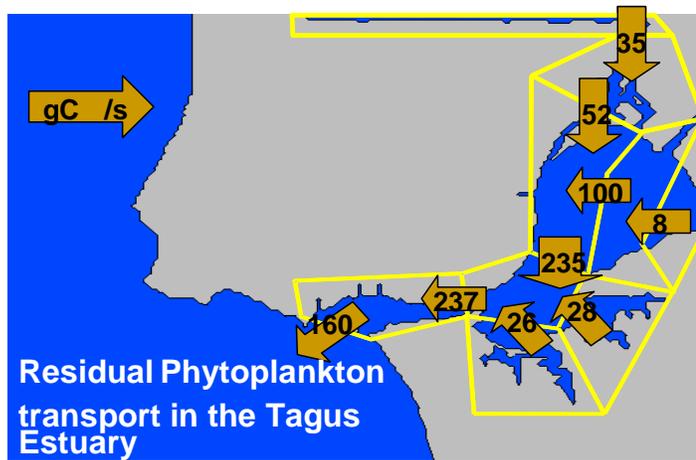


Figura 24 Transporte residual de fitoplâncton

Em qualquer um dos casos, o estuário está a exportar para o oceano. Os fluxos de fitoplâncton mostram que o fluxo do rio é muito pequeno dando a indicação que toda a produção ocorre dentro do estuário sendo depois exportada para o mar. Os fluxos de amónia mostram que o estuário exporta menos do que recebe pelo rio. Isto pode ser explicado pelo facto da respiração e excreção serem menores do que o consumo pelo fitoplâncton. No caso do nitrato o estuário exporta mais do que recebe pelo rio. O que quer dizer que o termo fonte de nitrato, a nitrificação, é maior do que os termos poço, desnitrificação e consumo. Estes resultados são influenciados pelo facto da remineralização da material orgânica ser realizada na coluna de água devido à incapacidade (temporária) do modelo resolver este processo no fundo. Isto provoca uma maior mobilidade do azoto mineralizado que poderá explicar o fluxo de saída do nitrato.

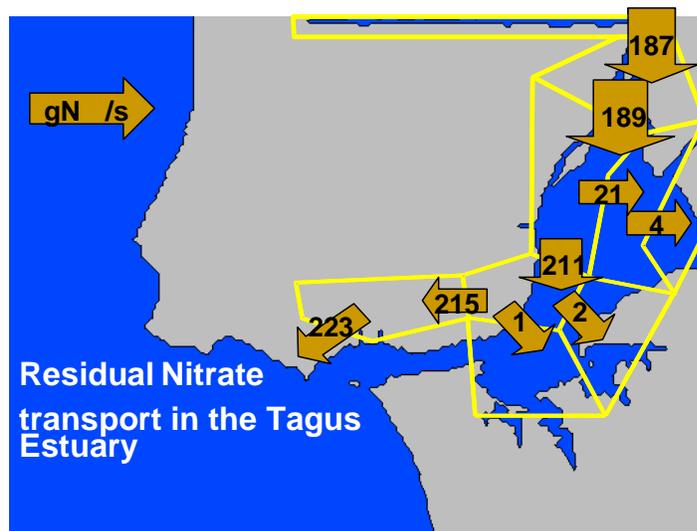


Figura 25 Transporte residual de nitrato

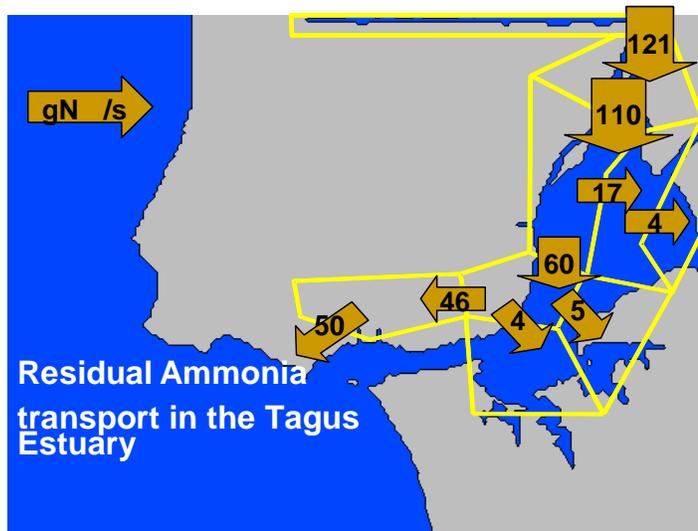


Figura 26 Transporte residual de amónia.

5 Módulo dos Peixes

A modelação individual de peixes com comportamento individual foi iniciada pelo grupo de Blachen (Giske *et al*, 1998). Os IBM's (Individual Based Models) foram criados tendo em conta que os indivíduos diferem nas suas características e capacidades e que tais diferenças podem ser importantes em ecologia e dinâmica de populações.

Os parâmetros necessários para o modelo (tais como velocidade do movimento, quantidade de comida ingerida por dia, etc.) bem como as variáveis previsíveis (número de indivíduos, dietas e condições) são dados que à partida serão fornecidos por outras equipas do projecto de forma a parametrizar o modelo desenvolvido.

5.1 Crescimento dos Peixes

O modelo desenvolvido envolve dois sub-modelos distintos: o modelo de crescimento individual (IGM – *individual growth model*) e o modelo de crescimento da população (PGM – *population growth model*). O objectivo principal é a construção do modelo do crescimento da população, mas uma vez que há processos significativos à escala do

peixe individual, o IGM é também desenvolvido. Com o PGM será possível construir um modelo do movimento dos peixes de acordo com as preferências ambientais da população. Observações do campo indicam que os peixes habitam diferentes áreas de acordo com o estágio da vida em que se encontram. Conseqüentemente, os peixes preferem condições ambientais diferentes em cada estágio da vida e isto deve ser considerado no modelo do movimento dos peixes.

A Figura 27 fornece um esquema simplificado do modelo. O modelo considera que o crescimento individual é dependente da disponibilidade de alimento e da temperatura de água. Este modelo produz séries de resultados dos processos biológicos individuais do peixe (ingestão, actividade fecal, excreção e respiração) e da variação da biomassa do peixe no tempo, para cada um dos estágios do seu ciclo de vida.

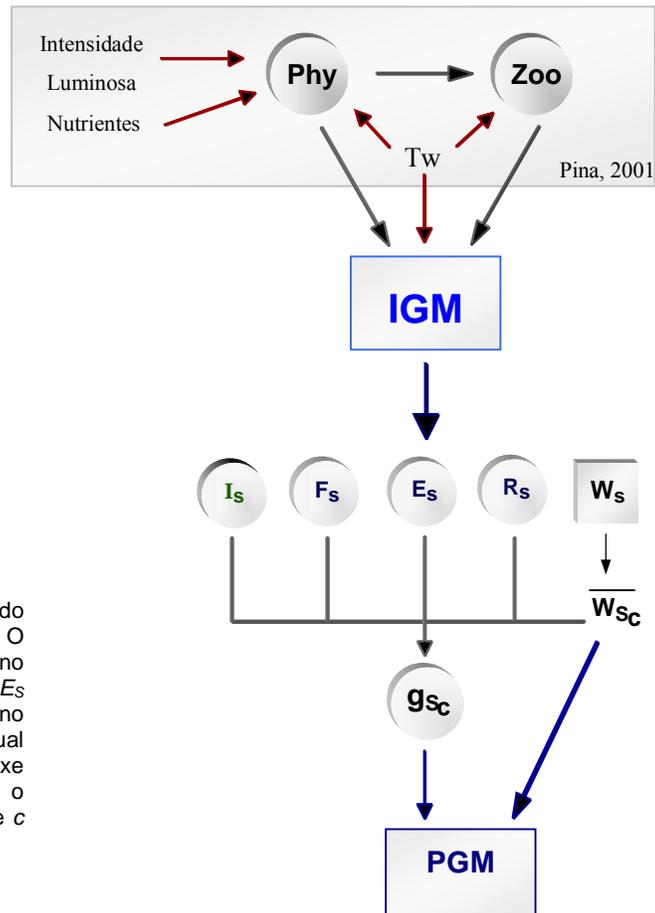


Figura 27 - Esquema do Modelo do Crescimento. T_w é a temperatura da água. O IGM produz séries temporais de: I_s (ingestão no estágio s), F_s (actividade fecal no estágio s), E_s (excreção no estágio s), R_s (respiração no estágio s) and W_s (biomassa do peixe individual no estágio s). W_{sc} é a biomassa média do peixe individual na classe c do estágio s ; g_{sc} é o *scope for growth* do peixe individual na classe c do estágio s .

Estes resultados são então tratados para estimar uma biomassa média para cada estágio do ciclo de vida. De facto, como o PGM é um modelo de transição de classes, nesta fase são estimados valores médios de biomassa para cada uma das classes definidas para cada estágio do ciclo de vida. Com este procedimento é então possível calcular o *scope for growth* para cada classe dos estágios da vida e então desenvolver o PGM.

5.2 Modelo do Crescimento Individual (IGM)

Esta secção apresenta as equações básicas utilizadas no modelo do crescimento individual. Este modelo é baseado num balanço de biomassa. Este modelo simula o crescimento da biomassa de um peixe individual, para cada um de seus estágios da vida, considerando o metabolismo do peixe (ver Figura 28).

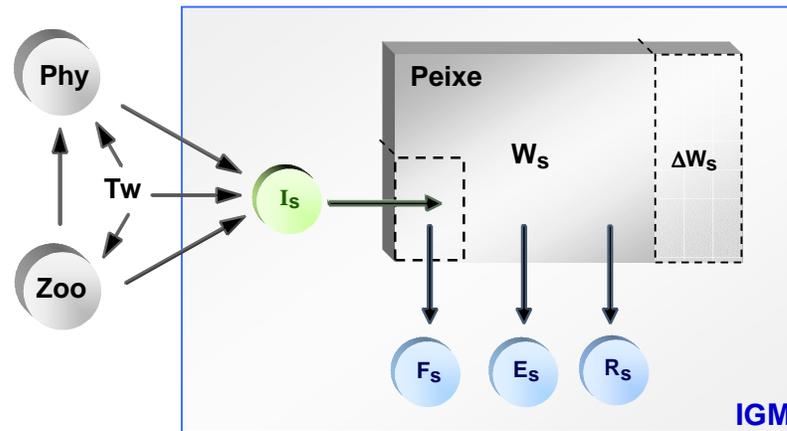


Figura 28 Modelo do Crescimento Individual. Para o estágio do ciclo de vida s , a biomassa do peixe individual (W_s) é alterada pela diferença entre “produção” (ingestão, I_s) e “destruição” (actividade fecal, F_s , excreção, E_s e respiração, R_s) diárias e esta diferença é a variação da biomassa individual do peixe individual (ΔW_s). A ingestão é uma função da temperatura da água (Tw) e da disponibilidade de alimento (fitoplâncton, Phy e zooplâncton, Zoo).

Este modelo utiliza equações modificadas do Shallow-Sea Ecological Model (Sekine *et al*, 1991a). O crescimento da biomassa é descrito como:

$$\frac{\Delta W}{\Delta t} = I - F - E - R \quad (1)$$

onde W é a biomassa do peixe individual ($\text{mgC.indiv\u00edduo}^{-1}$), I é a porção ingerida ou ingestão (mgC.day^{-1}), F é a produção de fezes (mgC.day^{-1}), E é a excreção (mgC.day^{-1}) e R é a respiração (mgC.day^{-1}). A ingestão é simulada da seguinte forma:

$$I = I_{\max}^{-0,25} \cdot W^{K_a} \cdot \frac{W_{\text{zoo}}}{W_{\text{zoo}} + K_s}$$

onde I_{\max} é a taxa de ingestão máxima ou taxa de crescimento máximo (day^{-1}), K_a é um coeficiente específico para cada estágio que traduz o declive do crescimento da biomassa em cada estágio, W_{zoo} é o número de presas disponível ou quantidade de alimento ($\text{indiv\u00edduos.L}^{-1}$) e K_s é a constante de semi-saturação ($\text{indiv\u00edduos.L}^{-1}$). A taxa de ingestão máxima é uma função da temperatura da água:

$$I_{\max} = K_b \cdot \exp(K_c \cdot T_w)$$

onde K_b é a taxa de ingestão máxima a 0°C (day^{-1}), K_c é uma constante de temperatura ($^\circ\text{C}^{-1}$) e T_w é a temperatura da água ($^\circ\text{C}$).

A quantidade de alimento disponível W_{zoo} , é calculada por:

$$W_{\text{zoo}} = \frac{Z}{w_p} = \frac{P + \alpha \cdot Z}{w_p}$$

em que Z é a concentração de presas, w_p é a biomassa de uma presa individual (mgC.presa^{-1}), P é a concentração de fitoplâncton no ambiente (mgC.L^{-1}), Z é a concentração de zooplâncton no ambiente (mgC.L^{-1}) e α é um coeficiente de ingestão do peixe individual, dependente do tamanho do peixe.

Os processos de destruição presentes na equação (1) são dados por:

$$F = I \cdot K_f$$

$$E = I \cdot K_e$$

$$R = W \cdot K_r$$

em que K_f é o coeficiente de actividade fecal, K_e é o coeficiente de excreção e K_r é a taxa de consumo de biomassa devido à respiração (day^{-1}).

Cada um dos estágios do ciclo de vida (ovo, larva, juvenil e adulto) apresenta diferentes características nos próprios processos fisiológicos. Este modelo contempla essas diferenças uma vez que considera, para cada coeficiente, valores específicos para cada estágio do ciclo de vida.

5.3 Modelo de Crescimento da População (PGM)

A dinâmica da população é simulada através de uma modificação de um modelo de transição de classes (Ferreira *et al*, 1998 in Simas *et al*, 2001). Este modelo considera os quatro estágios do ciclo de vida do peixe: ovos, larvas, juvenis e adultos, considerando os processos biológicos específicos de cada estágio. Em cada estágio consideram-se várias classes:

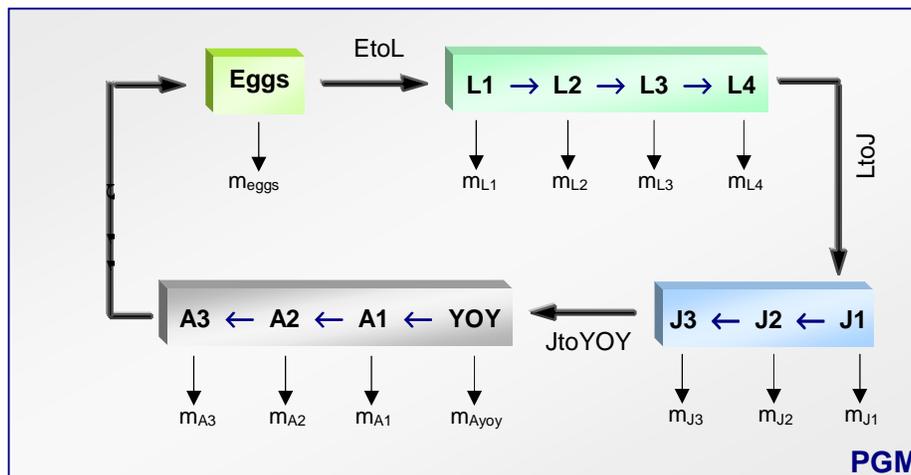


Figura 29 Classes para cada estágio no Modelo do Crescimento da População (uma classe para o estágio de ovo, *Eggs*, quatro classes para o estágio larvar, *L*, três classes para os juvenis, *J* e quatro classes para os adultos, *A*, (em que *YOY* são os indivíduos *Young-of-the-Year*). Neste modelo cada classe possui uma mortalidade característica, m e taxas de transição de estágios ($EtoL$, $LtoJ$ and $JtoYOY$, transição de ovos para larvas, de larvas para juvenis e de juvenis para adultos *young-of-the-year*, respectivamente).

A transição do número de indivíduos da população de peixes **entre classes** em cada um dos estágios do ciclo de vida é dada por::

$$\frac{\partial n_{sc}}{\partial t} = \frac{\partial(n_{sc}(t)g_{sc})}{\partial s} - m_{sc} \cdot n_{sc}$$

onde n é o número de indivíduos do estágio s e classe c , g é o *scope for growth* do estágio s e classe c , m é a taxa de mortalidade do estágio s e classe c (day^{-1}) e t é o tempo (days). Deste modo, o número de indivíduos em cada classe depende do *scope for growth* em cada classe e numa taxa de mortalidade natural. Este modelo considera apenas a mortalidade natural, mas no futuro próximo vai ser desenvolvido para englobar pressões antropogénicas sobre a população de peixes (e.g. pesca, poluição).

O *scope for growth*, g é descrito como sendo:

$$g_{sc} = \frac{I_s - F_s - E_s - R_s}{ws_{c+1} - ws_c} \quad (9)$$

em que I_s , é a ingestão, F_s é a actividade fecal, E_s é a excreção e R_s é a respiração do estágio s ; ws_c e ws_{c+1} são as biomassas médias do peixe individual nas classes c e $c+1$, respectivamente. A ingestão, a actividade fecal, a excreção e a respiração constituem séries temporais dos resultados produzidos pelo IGM e a biomassa média em cada classe é calculada a partir das séries temporais de variação da biomassa obtidas por aquele modelo.

A mortalidade varia ao longo do ciclo de vida. De facto, ovos e larvas apresentam as mortalidades naturais mais elevadas. Neste modelo, cada classe de cada estágio apresenta uma mortalidade característica, de modo que a população global apresenta uma curva da taxa de mortalidade tal como a descrita na Fig.6.

A transição **entre estágios** é simulada considerando que é necessário um período de tempo para o desenvolvimento do peixe em cada estágio. Os peixes precisam de um período de tempo no estágio de larva antes que possam ser juvenis, o mesmo

acontecendo com os restantes estágios. No entanto, uma vez que se trata de um modelo de crescimento da população, os peixes não se encontram no mesmo estágio num determinado momento no tempo, coexistindo ovos, larvas, juvenis e adultos num mesmo momento. Além disso, em cada estágio existem indivíduos mais desenvolvidos do que outros. Deste modo, é razoável considerar a taxa de transição ($s_{to\ s+1}$), do seguinte modo:

$$s \text{ to } s+1 = \frac{S_f}{t_s}$$

em que s_f é a última classe do estágio s (ovos, larvas ou juvenis; nunca estágio de *adultos*, uma vez que este é o último estágio do ciclo de vida) e t_s a duração característica do estágio específico ($t_{ovos}=2$ dias, $t_{larvas}=31$ dias, $t_{juvenis}=11$ meses). Como se pode observar pela Fig.3 há a transição de ovos para larvas, *EtoL*, larvas para juvenis, *LtoJ* e juvenis para adultos, *JtoYOY*.

5.4 Implementação

O Modelo de Crescimento da (PGM) é implementado no estuário do Tejo, utilizando como espécie de estudo a anchova europeia, *Engraulis encrasicolus*. O modelo é implementado por meio da utilização do software PowersimTM. Leva-se a cabo uma primeira análise de sensibilidade, considerando as variáveis ambientais (fitoplâncton, zooplâncton e temperatura da água) constantes no espaço e no tempo.

Este modelo utiliza series temporais do fitoplâncton e do zooplâncton calculadas por Pina (2001) para uma área/caixa central no estuário do Tejo, resultados esses que estão de acordo com dados de campo. Os resultados de Pina (2001) das concentrações médias diárias do fitoplâncton e do zooplâncton são descritos pelas curvas da Figura 30. O IGM simula o crescimento do peixe individual em cada um dos estágios do ciclo de vida.

Os parâmetros utilizados no modelo de crescimento individual são apresentados na Tabela 1. Estes valores resultam da calibração do modelo após a introdução de alguns valores típicos apresentados por Sekine (1991b) e Gypens *et al* (2001).

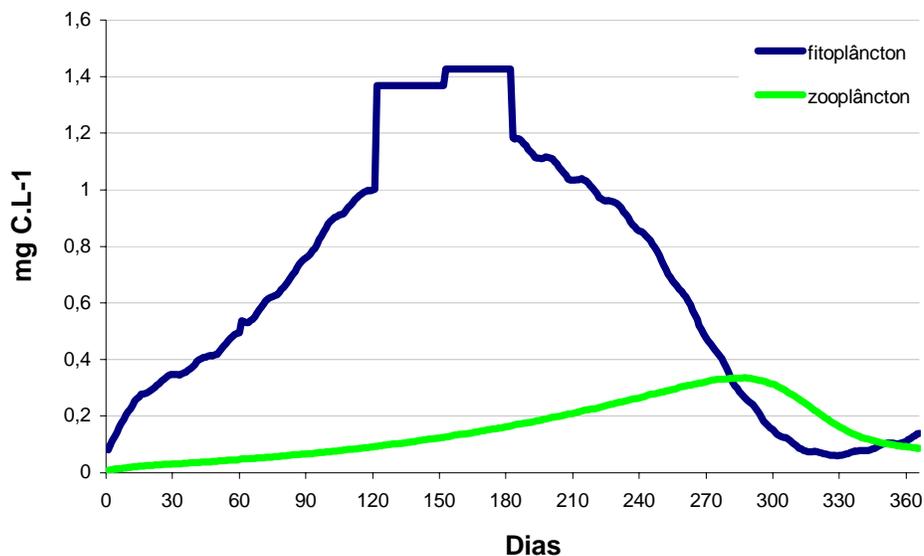


Figura 30 Concentrações médias diárias (mgC.L⁻¹) do fitoplâncton e do zooplâncton, em 1999 numa caixa central do estuário do Tejo (Pina, 2001).

Tabela 1. Valores dos parâmetros utilizados no IGM.

| Nome | Undades | Significado | Larvas | Juvenis | Adultos |
|------|-----------------------------|--|--------|---------|---------|
| Ka | - | declive do crescimento da biomassa no estágio específico | - 0,25 | 0,62 | 0,62 |
| Kb | day ⁻¹ | taxa de ingestão máxima a 0 °C | 0,1210 | 0,0339 | 0,0146 |
| Kc | °C ⁻¹ | constante da temperatura | 0,0693 | 0,0693 | 0,0693 |
| Tw | °C | temperatura da água | 18 | 18 | 18 |
| α | - | Coefficiente de ingestão de zooplâncton pelo peixe | 0,5 | 1 | 1,5 |
| Wp | mgC. presa ⁻¹ | biomassa de uma presa individual | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Ks | individuals.L ⁻¹ | constante de semi-saturação | 2 | 2 | 3 |
| Kf | - | coeficiente de actividade fecal | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| Ke | - | coeficiente de excreção | 0,2 | 0,1 | 0,1 |
| Kr | day ⁻¹ | Taxa de consumo de biomassa pela respiração | 0,1780 | 0,0670 | 0,0341 |

No modelo de crescimento da população, as biomassas medias individuais de cada classe, em cada estágio, são obtidas dos resultados do IGM. O PGM considera uma taxa de mortalidade característica para cada classe (ver Figura 31). Nos primeiros dias de vida, os peixes enfrentam uma mortalidade mais intensa, devido a (1) serem conduzidos pelas correntes e por isso podem depositar-se em zonas demasiado adversas (no estágio

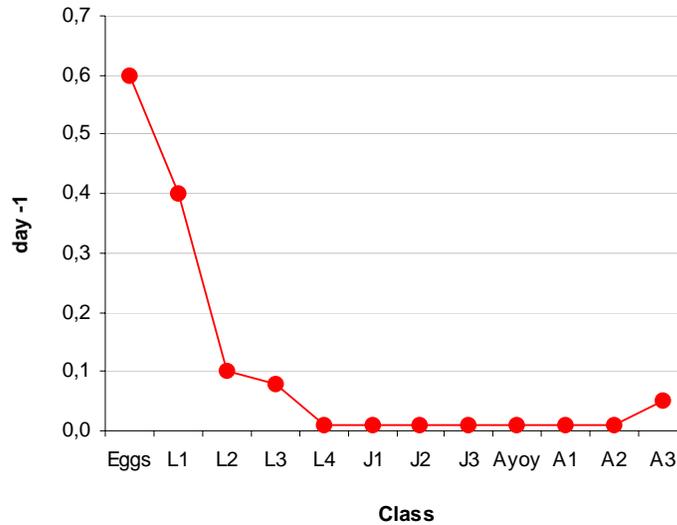


Figura 31 Taxas de mortalidades utilizadas no PGM para cada classe.

de ovos e nas classes L_1 e L_2 do estágio de larva), (2) serem muitos novos e por isso não saberem como procurar alimento ou como escapar aos seus predadores (estágio de larva). No final do ciclo de vida, os peixes apresentam uma taxa de mortalidade mais elevada pois apresentam um maior risco de morrer devido à idade avançada e/ou por doença (na classe A_3).

5.5 Movimento dos peixes

Os peixes movem-se para intensificar o consumo e o crescimento, reduzir a vulnerabilidade ao risco de predação que varia com o tamanho do peixe e condições ambientais, procurar abrigo e responder a alterações no escoamento e ainda evitar competição com peixes dominantes (Railsback *et al.*, 1999). Um modelo deve ser capaz de simular estes movimentos de forma fidedigna se o seu objectivo for prever as

respostas de uma determinada população a alterações no seu habitat, taxas de mortalidade ou competição.

As regras de movimento são uma componente crítica de IBM's espacialmente explícitos porque o movimento é um método essencial usado pelos peixes para se adaptarem a um meio ambiente em mudança e a condições de competição.

As regras de movimento, determinam num IBM quando é que um determinado indivíduo parte da sua localização actual e como é que selecciona o seu destino. Estas regras são tipicamente baseadas nalguma medida do potencial para o desenvolvimento dos peixes (fitness) e têm como objectivo que o peixe se mova para um habitat que promova o seu desenvolvimento, considerando que os peixes seleccionam o habitat que maximiza o seu desenvolvimento (Railsback *et al.*, 1999).

No trabalho de Railsback *et al.* (1999) são estudadas estas regras de movimento e comparadas com estudos prévios aplicados a peixes em rios. Este estudo conclui que os IBM's devem assumir que o peixe está familiarizado com a sua área envolvente o que diminui o papel de uma escolha aleatório do deslocamento (esta conclusão não significa que o modelo deve excluir o movimento de exploratório de longa distancia aparentemente aleatório que poderá aumentar a área familiar ao peixe). Conclui ainda que os modelos devem deixar o peixe seleccionar o melhor habitat disponível em vez de moverem aleatoriamente á sua procura. Em relação á medida do potencial de desenvolvimento para a escolha do habitat mais adequado, são comparados vários parâmetros utilizados em estudos prévios sendo enunciadas as suas vantagens e desvantagens. Numa forma simplificada a medida adoptada pelo autor considera os efeitos do consumo e riscos de mortalidade representando a expectativa de sobrevivência num determinado horizonte temporal.

O estudo das preferências que motivam o movimento dos peixes foi também desenvolvido por Sekine *et al.* (1991), e aprofundado em Sekine *et al.* (1997).

Sekine e os seus colaboradores desenvolveram um modelo "shallow-sea ecological model" (SSEM) usando o conceito de programação orientada por objectos no qual incorporaram o efeito de deslocamento dos peixes através das suas preferências usando uma análise multicritério.

A análise multicritério é um método que permite estabelecer a posição relativa de planos alternativos que têm em conta vários critérios diferentes. A velocidade dos

peixes não é calculada, desta forma e tendo em conta que o domínio de cálculo é dividido em várias caixas, cada peixe pode nadar apenas uma caixa por dia. O movimento é feito de acordo com o resultado da análise multicritério que no caso de Sekine *et al.* (1991) considera a temperatura da água, a concentração de alimento, profundidade e natureza do leito. Em Sekine *et al.* (1997) é feito um estudo mais aprofundado desta questão, sendo apresentado um modelo de distribuição de peixes de acordo com a sua preferência por factores ambientais tais como temperatura da água, luminosidade, velocidade do escoamento, turbidez, concentração de comida, presença de plantas aquáticas, biomassa e integração de factores. A calibração deste modelo é feita através da simulação experimental com a variação dos parâmetros ambientais considerados. A simulação é composta por vários testes em tanques nos quais é colocado um determinado número de peixes de água doce estabelecendo-se diferentes condições ambientais, e medindo-se a resposta dos peixes em termos de distribuição nos vários tanques.

6 Conclusões

O trabalho tem estado a correr dentro do previsto e os objectivos do projecto no que diz respeito ao MARETEC parecem ser perfeitamente atingíveis. A modelação hidrodinâmica já foi efectuada com bons resultados, bem como a modelação da qualidade da água no estuário do Tejo. Nos restantes estuários a aplicação do modelo de qualidade da água encontra-se em fase de implementação dependendo o seu período de duração dos resultados obtidos pelos restantes parceiros do projecto. O modelo dos peixes está em desenvolvimento sendo possível a sua aplicação numa situação de teste num espaço de 4 a 6 meses a partir da qual se passará para a aplicação deste modelo nos três estuários.

7 Referências

Adcroft A.J., Hill C.N., Marshall J., Representation of Topography by Shaved Cells in a Height Coordinate Ocean Model, *Mon. Weather Rev.* 125 (1997) 2293-2315.

Duffy, D. *From Chaos to Classes*, McGraw-Hill: London, 1995.

Jarl Giske, Huse Geir, Fiksen Oyvind (1998) Modelling spatial dynamics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, no.8, pp. 57-91.

Martins, M. M.; Galvão, T.; Figueiredo, H., 1983. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. Estudo da Qualidade da Água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1982. CNA/Tejo, nº 31.
(in Portuguese).

Martins, M. M.; Machado, V.; Galvão, T.; Crespo, J., 1983. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. Estudo da Qualidade da Água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1981. CNA/Tejo, nº 29. (in Portuguese)

Martins, M. & Dufner, M.J.L., (1982). Estudo da qualidade da água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1980. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 14. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp.1-212.

MIRANDA, R., R. NEVES, H. COELHO, H. MARTINS, P. C. LEITÃO AND A. SANTOS, 1999: Transport and Mixing Simulation Along the Continental Shelf Edge Using a Lagrangian Approach, *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15,39-60

NEVES, R. J. J., 1985. Étude Expérimentale et Modélisation Mathématique des Circulations Transitoire et Résiduelle dans l' Estuaire du Sado. Ph.D.. Thesis, University of Liège (Belgium).

Pina, P., 2001: An integrated approach to study the Tagus estuary water quality. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos apresentada ao IST - Lisboa.

S. F. Railsback, R. H. Lamberson, B. C. Harvey, W. E. Duffy (1999) Movement rules for individual-based models of stream fish. *Ecological Modelling*, no.123 pp.73-89.

M. Sekine, H. Nakanishi, M. Ukita, S. Murakami (1991) A shallow-sea ecological model using object-oriented programming language. *Ecological Modelling*, no 57 pp.221-236.

M. Sekine, T. Imai, M. Ukita (1997) A model of fish distribution in rivers according to their preference for environmental factors. *Ecological Modelling*, no 104 pp.215-230.