

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE CARGA PARA O CULTIVO DE BIVALVES FILTRADORES

João Baltazar

Aluno finalista - Engenharia do Ambiente (FCT-UFP)

José Lamas

Aluno finalista - Engenharia do Ambiente (FCT-UFP)

Nuno Vale

Aluno finalista - Engenharia do Ambiente (FCT-UFP)

Rui Bandeira

Engenheiro do Ambiente (UFP)

Pedro Duarte

Professor Titular - Faculdade de Ciência e Tecnologia (UFP)

pduarte@ufp.pt

Resumo

A aquicultura de bivalves é uma actividade com uma grande importância económica em diversas regiões, pelo que deve ser dimensionada de modo correcto, para garantir a sua sustentabilidade. Nesse sentido, a determinação da capacidade de carga (CC) dos ecossistemas costeiros para o cultivo de bivalves é um tema importante. A CC determina-se, geralmente, com recurso a modelos matemáticos. O objectivo deste trabalho é avaliar empiricamente a importância da resolução espacial desses modelos na determinação da CC. Os resultados obtidos põem em causa o desempenho de modelos com uma resolução espacial reduzida, tendentes a estimar por excesso a CC.

Abstract

Bivalve culture is an important economic activity in several regions and it should be carefully managed towards its sustainability. In this context, carrying capacity (CC) evaluation of coastal ecosystems for bivalve culture became an important topic. Mathematical modelling is a common approach for CC estimation. The objective of this work is to evaluate the importance of spatial resolution of mathematical models for CC evaluation.

1. INTRODUÇÃO

A aquicultura é uma actividade em franca expansão, sendo responsável por quase metade da produção de organismos aquáticos a nível mundial (Rheault e Rice, 1995; FAO, 2001; Watson *et al.*, 2001). Os países orientais, com destaque para a China, são responsáveis por uma grande parte desta expansão (Watson e Pauly, 2001). Neste contexto, o cultivo de bivalves filtradores, como o mexilhão e a ostra, tem vindo a ganhar importância relativa.

Ao contrário do cultivo de outros animais, que requer a adição de alimento ao meio, com consequências importantes na qualidade ambiental, os bivalves filtradores alimentam-se de partículas orgânicas que existem em suspensão na água, tais como detritos, bactérias e microalgas, dependendo exclusivamente de alimento natural. A captura destas partículas faz-se através de um mecanismo de filtração da água.

Nas últimas décadas, as densidades e áreas de cultivo de bivalves têm aumentado intensamente em diversos ecossistemas. Estes aumentos podem ter efeitos negativos no ambiente, resultantes da acumulação de fezes e metabolitos, do consumo de oxigénio e da actividade filtradora dos filtradores, levando à degradação das condições físico-químicas da água e dos sedimentos, com efeitos negativos na biodiversidade. Em última análise, este tipo de degradação pode reflectir-se negativamente nos organismos cultivados através de aumentos na mortalidade (Zhang e Yang, 1999a, b) e reduções nas taxas de crescimento e produções obtidas (Yang *et al.*, 1998a,b, 1999; Zhang *et al.*, 2001).

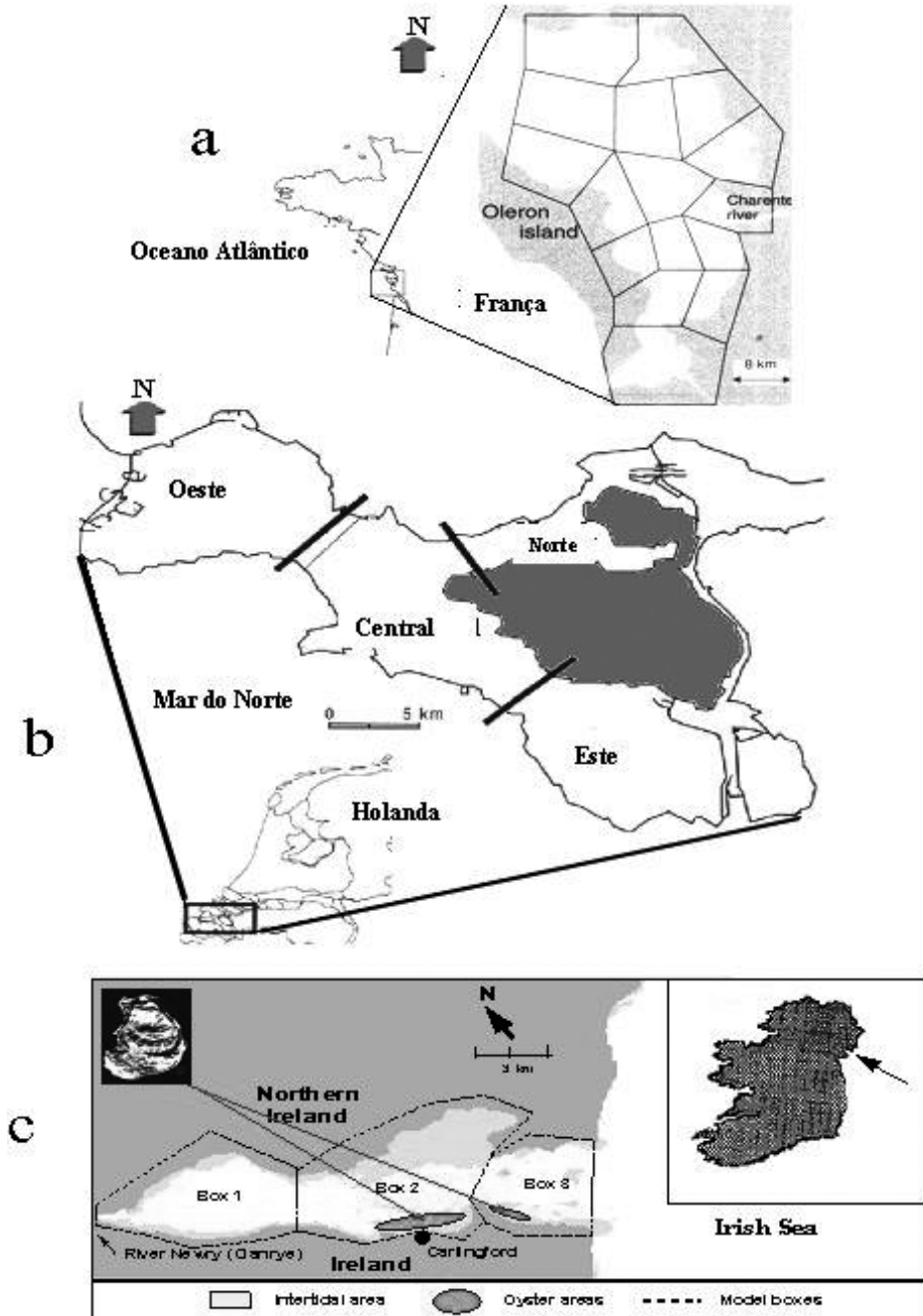
O sucesso do cultivo de bivalves depende, em grande parte, das taxas de renovação da água e do alimento natural, que devem ser superiores às taxas de filtração dos organismos cultivados e às taxas de produção de metabolitos e consumo de oxigénio. Assim, para garantir a sustentabilidade dos sistemas de cultivo, importa manter a densidade dos bivalves dentro da capacidade de carga (CC) do meio (Dame e Prins, 1998). A CC pode definir-se como a biomassa ou o número de bivalves que pode ser mantida num determinado ecossistema

sem afectar negativamente a produção dos mesmos e a “saúde” do ecossistema (Duarte, 2003). Por “saúde” do ecossistema entende-se a sua integridade estrutural e funcional, ou seja, a sua biodiversidade e o seu funcionamento a nível, por exemplo, da reciclagem de nutrientes e da produção primária e secundária (Rapport *et al.*, 1998).

A determinação da CC resume-se, no essencial, a um processo de dimensionamento do sistema de cultivo. A complexidade do processo resulta da necessidade de integrar informação relativa aos fenómenos hidrodinâmicos, de renovação da água e do alimento, com informação relativa aos fenómenos biogeoquímicos, responsáveis pela regeneração local do alimento e pela reciclagem dos metabolitos e fezes produzidos pelos bivalves. Além disso, importa quantificar as relações entre os animais filtradores e o ambiente, considerando processos eco-fisiológicos como: filtração de alimento, ingestão, absorção e perdas metabólicas (Dame, 1993). Esta complexidade justifica a utilização de modelos matemáticos (Duarte, 2003).

A abordagem geral seguida para a construção de um modelo de CC consiste na divisão da área de estudo em compartimentos ou células de modo a descrever a heterogeneidade espacial da mesma. A forma e a dimensão das células variam entre modelos diferentes, condicionando assim a resolução espacial com que o modelo representa o sistema real. Os processos hidrodinâmicos, biogeoquímicos e eco-fisiológicos são calculados em cada uma das células, sendo que uns influenciam os outros. Por exemplo, os bivalves removem fitoplâncton da água afectando assim a variável que descreve a abundância do mesmo. Cada variável é descrita por uma equação diferencial de balanço de massa. As variáveis que são transportadas pela água, como o fitoplâncton e as substâncias dissolvidas excretadas pelos bivalves, são “transportadas” através das células, em função da velocidade da corrente e das trocas turbulentas. Para uma revisão sobre os diferentes tipos de modelos de CC ver Duarte (2003). Na Figura 1 apresenta-se um “layout” dos domínios de três modelos de CC descritos na bibliografia.

Figura 1. Exemplos de modelos de CC com representação dos domínios geográficos respectivos e dos compartimentos ou células considerados. Note-se que a dimensão das células é da ordem dos km. Modelos de: (a) Baía de Maréennes-Oléron (adaptado de Bacher et al. 1998), (b) Estuário do Oosterschelde (adaptado de van der Tol e Scholten (1998) e (c) Carlingford "lough" (adaptado de Ferreira et al. 1998).



Um aspecto crucial na avaliação da CC é a resolução com que o sistema de cultivo é representado nos modelos utilizados (Duarte *et al.* 2005). Estes autores defendem a hipótese de que quando a abundância dos bivalves é integrada para áreas maiores do que as zonas de cultivo, os modelos tendem a subestimar fenómenos de depleção local do alimento e a sobrestimar a CC. Para uma avaliação realista da CC, importa que a resolução espacial seja superior à dimensão característica das zonas de cultivo.

Estas ideias apresentam-se de forma esquemática na Figura 2, com dois exemplos possíveis de grelhas de cálculo de um modelo de CC, aplicado a um domínio com uma forma rectangular “idealmente” simples. Numa das grelhas (A), os bivalves distribuem-se de forma homogénea em todas as células (quadrados). Embora, em princípio, tal distribuição seja possível, o mais frequente será encontrar as zonas de cultivo concentradas em determinados lugares. Assim, a distribuição representada na grelha B da Figura 2, é um exemplo de uma situação mais frequente – o mesmo número total de bivalves que em A, mas uma densidade local mais variável. Importa salientar que num modelo de CC se assume que as propriedades em cada célula da grelha são homogéneas. Ou seja, a célula corresponde à resolução espacial com que a realidade é representada. Note-se ainda que no caso da grelha A, é menos provável que os bivalves existentes em cada célula sofram algum tipo de limitação por alimento, do que os bivalves localizados em cada célula da grelha B, em virtude da maior densidade local no segundo caso (um bivalve por célula contra quatro por célula, respectivamente), sendo tudo o resto igual. Acontece que, por vezes, devido à baixa resolução espacial dos modelos de CC, a distribuição dos bivalves é representada como sendo homogénea. Para compreender melhor o que foi dito, basta imaginar uma situação extrema, em que todas as células da Figura 2 fossem “aglutinadas” numa só célula que poderia ser parte de uma grelha com uma resolução mais grosseira. Neste caso, perder-se-iam os detalhes da distribuição espacial. A perda dos detalhes referidos corresponde a uma diluição da densidade local dos bivalves. Quando tal acontece, é mais provável que os processos locais de regeneração do alimento, calculados pelos modelos, sejam mais rápidos do que o consumo do mesmo pelos bivalves, levando a uma percepção errada e excessiva da CC do ecossistema. Em função do exposto, pode colocar-se a seguinte pergunta: Porque razão não defi-

nir sempre a resolução espacial de modo a obviar este problema?

Existem diversas respostas possíveis a esta pergunta: (i) Necessidade de mais tempo de cálculo quando a resolução espacial dos modelos aumenta; (ii) Conhecimento pouco detalhado da distribuição espacial e abundância dos bivalves, sendo assim necessário basear o modelo em abundâncias médias; (iii) Falta de estudos e de conhecimento sobre os efeitos que a “diluição” da abundância dos bivalves pode ter nas estimativas de CC com os modelos existentes. A Figura 1 apresenta as grelhas de cálculo de diversos modelos de CC existentes na bibliografia e em que a resolução espacial é relativamente grosseira, não permitindo distinguir as zonas de cultivo dentro de cada das células consideradas. Por exemplo, no caso b, as zonas de cultivo situam-se sobretudo ao longo das margens, em áreas que ficam a descoberto durante a baixa-mar, mas que não são resolvidas pela grelha de cálculo utilizada. No caso c, as zonas de cultivo ocupam uma pequena parte das células 2 e 3. Deste modo, a densidade dos bivalves é integrada para toda a área de cada uma destas células, sendo de esperar um efeito importante de “diluição” artificial da densidade de cultivo no modelo empregue.

Este trabalho foi realizado no âmbito da disciplina de Técnicas de Simulação Numérica do curso de Engenharia do Ambiente. O objectivo foi avaliar empiricamente a hipótese, descrita acima: de que a CC tende a ser sobrestimada quando a resolução espacial dos modelos empregues é demasiado reduzida para representar adequadamente a heterogeneidade espacial da abundância dos bivalves.

Importa salientar que o trabalho aqui apresentado é parte de um estudo mais alargado que engloba diversos ecossistemas e que tem como objectivo geral o teste da hipótese referida. Os resultados obtidos poderão ser importantes para futuras avaliações da CC, de modo a evitar problemas metodológicos nas mesmas.

2. METODOLOGIA

2.1. LOCAL DE ESTUDO

Este trabalho baseia-se num estudo de caso descrito em Duarte *et al.* (2003) sobre a baía de Sungo, localizada na

província de Shandong, na República Popular da China (37° 00'– 37° 10' N, 122° 25'–122° 35' E) (Figura 3). Tem uma área aproximada de 180 km² e uma profundidade que varia gradualmente até aproximadamente 20 m na fronteira com o mar. A baía tem sido usada para actividades de aquacultura há mais de 20 anos (Guo *et al.*,

1999). As principais espécies cultivadas são macroalgas (*Laminaria japonica*), ostras (*Crassostrea gigas*) e vieiras (*Chlamys farreri*) com cerca de 40,000, 60,000 e 13,000 toneladas produzidas por ano, respectivamente. A Figura 4 sintetiza a distribuição das espécies cultivadas e as respectivas densidades.

Figura 2. A e B representam dois exemplos possíveis de grelhas de cálculo de um modelo de capacidade de carga, para uma área com uma geometria rectangular. A seta no painel inferior representa um fluxo genérico de uma propriedade, calculado entre duas células da grelha, em função da concentração na célula "montante" e da velocidade da corrente. As setas circulares representam os processos de consumo/regeneração de propriedades. O painel A, representa uma distribuição homogénea da abundância de bivalves em todo o domínio do modelo. O painel B representa uma distribuição em que os bivalves se concentram somente em parte do domínio (ver texto).

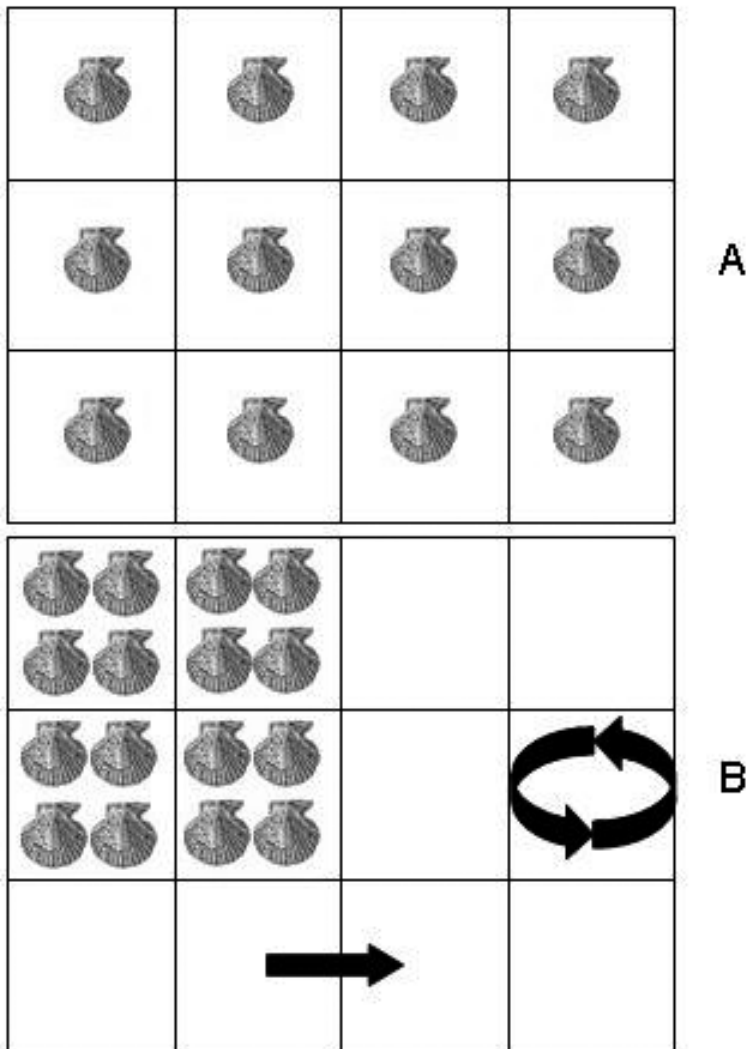


Figura 3. Localização da baía de Sungo, com uma inserção no canto superior esquerdo para demonstrar uma pequena parte da grelha utilizada (quadrados com 500 m de lado) para representar os detalhes espaciais no modelo.

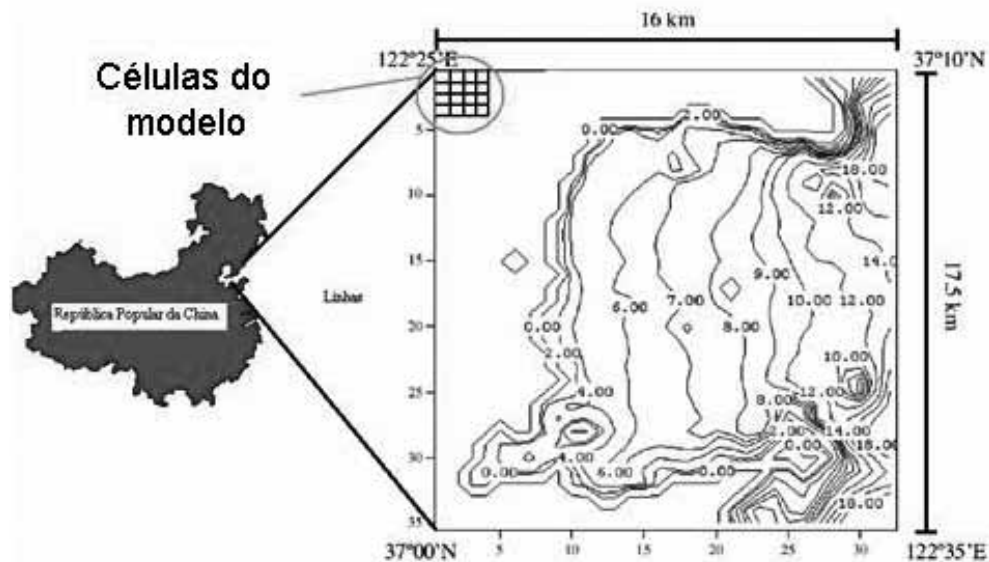
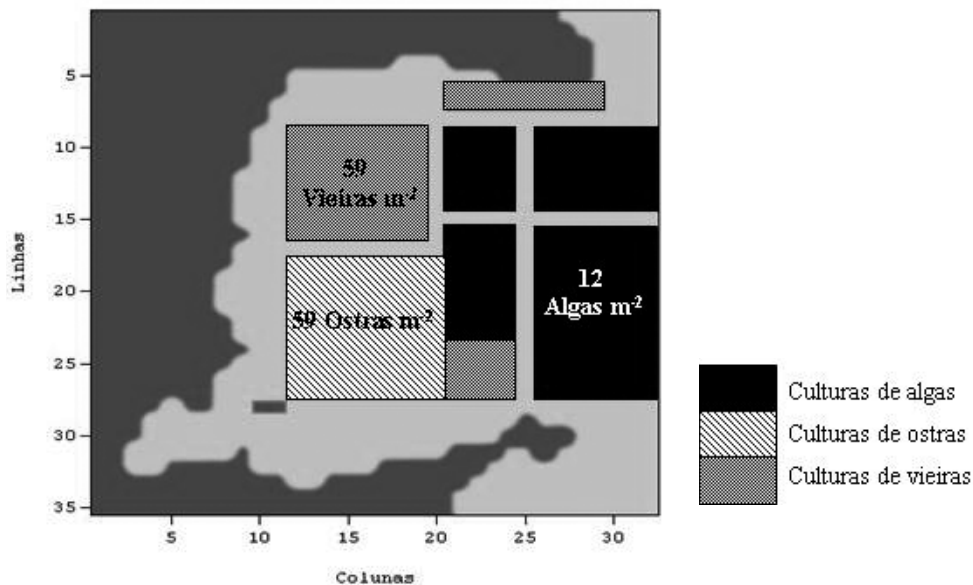


Figura 4. Aquacultura na baía de Sungo. Localização das culturas de algas, ostras e vieiras, com indicação das densidades aproximadas dos organismos cultivados. Os números correspondentes às "colunas" e às "linhas" indicam as coordenadas das células da grelha do modelo utilizado num total de 1120 (32 X 35).



2.2. IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO

O modelo utilizado no presente trabalho encontra-se descrito em Duarte *et al.* (2003), incluindo todos os detalhes relativos às variáveis, equações, parâmetros utilizados, calibração e validação do modelo. A versão actual tem algumas (pequenas) diferenças relativamente à versão descrita pelos autores referidos e que serão explicadas adiante. Trata-se de um modelo bidimensional, integrado na vertical (a variabilidade espacial é representada em função da longitude e da latitude, assumindo-se homogeneidade vertical, ou seja, em função da profundidade), tendo como fronteiras o oceano e a terra. A primeira versão do modelo foi implementada com o software EcoWin (Ferreira, 1995). A versão actual foi implementada com o software EcoDynamo, desenvolvido na Universidade Fernando Pessoa (Pereira e Duarte, 2005).

A nível de cálculo, a única diferença entre a versão actual e a descrita em Duarte *et al.* (2003), é na metodologia de cálculo da limitação da produção fotossintética do fitoplâncton por nutrientes. Na versão original do modelo, a limitação era calculada em função da concentração de azoto inorgânico na água. Na versão actual, a limitação é calculada conforme descrito em Jørgensen e Bendricchio (2001), por um algoritmo que funciona em três etapas: (i) Calcula-se a absorção de nutrientes a partir da concentração na água, de acordo com uma cinética de Michaelis-Menten; (ii) Calcula-se a acumulação de nutrientes nas células; (iii) Limita-se a taxa fotossintética pela concentração interna de nutrientes, utilizando uma função de Michaelis-Menten. Todos os parâmetros utilizados foram obtidos na bibliografia, ou estimados por calibração do modelo. Para uma descrição mais detalhada das equações e parâmetros utilizados, consultar Duarte *et al.* (2006) e Duarte *et al.* (in press). Depois de efectuada esta alteração ao modelo, foi confirmada a calibração e validação do mesmo para garantir que o desempenho do modelo não piorou relativamente à versão original.

2.3. SIMULAÇÕES REALIZADAS

Considerando o objectivo deste trabalho, foi realizada uma série de simulações em que se procurou estimar a CC para o cultivo de bivalves na baía de Sungu, seguindo a metodologia utilizada em Ferreira *et al.* (1998) e representando a distribuição da abundância dos bivalves com

diferentes resoluções espaciais. A metodologia utilizada pelos autores referidos consiste em determinar a produção obtida em função da abundância dos bivalves. Assim, realiza-se um conjunto de simulações para um período correspondente a um ciclo de produção (cerca de 1.5 anos), alterando em cada uma a abundância de bivalves nos sistemas de cultivo. O resultado esperado é um aumento da produção em função da densidade até um valor óptimo, a partir do qual a produção decresce. O valor óptimo obtido é definido como a CC do ecossistema em questão – considerando somente o objectivo de maximização da produção e ignorando aspectos ligados à sustentabilidade ambiental. Este padrão foi explicado em detalhe por Bacher *et al.* (1998). O aumento inicial da produção explica-se pelo maior número de bivalves cultivados. A partir de certo valor de densidade, os bivalves sofrem limitação por alimento, sendo o crescimento individual reduzido, bem como a produção global. Nesta situação, o consumo de alimento é mais rápido do que a sua regeneração.

Neste trabalho foram realizados diversos conjuntos de simulações em que se utilizaram as seguintes abundâncias de bivalves relativamente aos valores de referência (Figura 3): 0.5X, 1X (valores de referência), 2X e 3X. Este procedimento foi efectuado com ambas as espécies cultivadas na baía de Sungu: as ostras e as vieiras. Em cada conjunto de simulações, representou-se a distribuição espacial dos bivalves com diferentes resoluções: 500X500 m (resolução de referência), 1000X1000 m, 1500X1500 m e toda a área da baía. Estes conjuntos de simulações serão doravante designados como simulações 1, 2, 3 e 4. Importa salientar que, quanto mais grosseira é a resolução utilizada, maior é a área pela qual a abundância dos bivalves é distribuída. Deste modo, procura-se simular o efeito da resolução espacial na estimativa da CC. Realizou-se ainda um conjunto de simulações com a resolução de referência mas em que as vieiras foram redistribuídas passando a ocupar, para além da sua área normal de cultivo, as áreas destinadas ao cultivo de algas (Figura 3), mantendo-se tudo o resto igual. Neste conjunto de simulações testaram-se as seguintes abundâncias relativamente aos valores de referência: 1X, 2X e 3X. Este conjunto de simulações será doravante designado pelo número 5. Em todas as simulações, os momentos em que os bivalves são colocados nas áreas de cultivo e os momentos em que são retirados, correspondem às épocas do ano em que essas actividades são realizadas pelos aquicultores (Duarte *et al.*, 2003).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 apresentam-se os resultados esperados quanto à produção de ostras e vieiras na baía de Sungo por cada ciclo de cultivo e os valores previstos pelo modelo na simulação com a abundância normal (de referência) de bivalves (cf. – Figura 4), representando a sua distribuição espacial com uma resolução de 500X500 m. Conforme se pode verificar, os valores previstos encontram-se bem dentro dos valores esperados – 37636 e 10735 toneladas de peso fresco (carne + concha) para as ostras e vieiras, respectivamente.

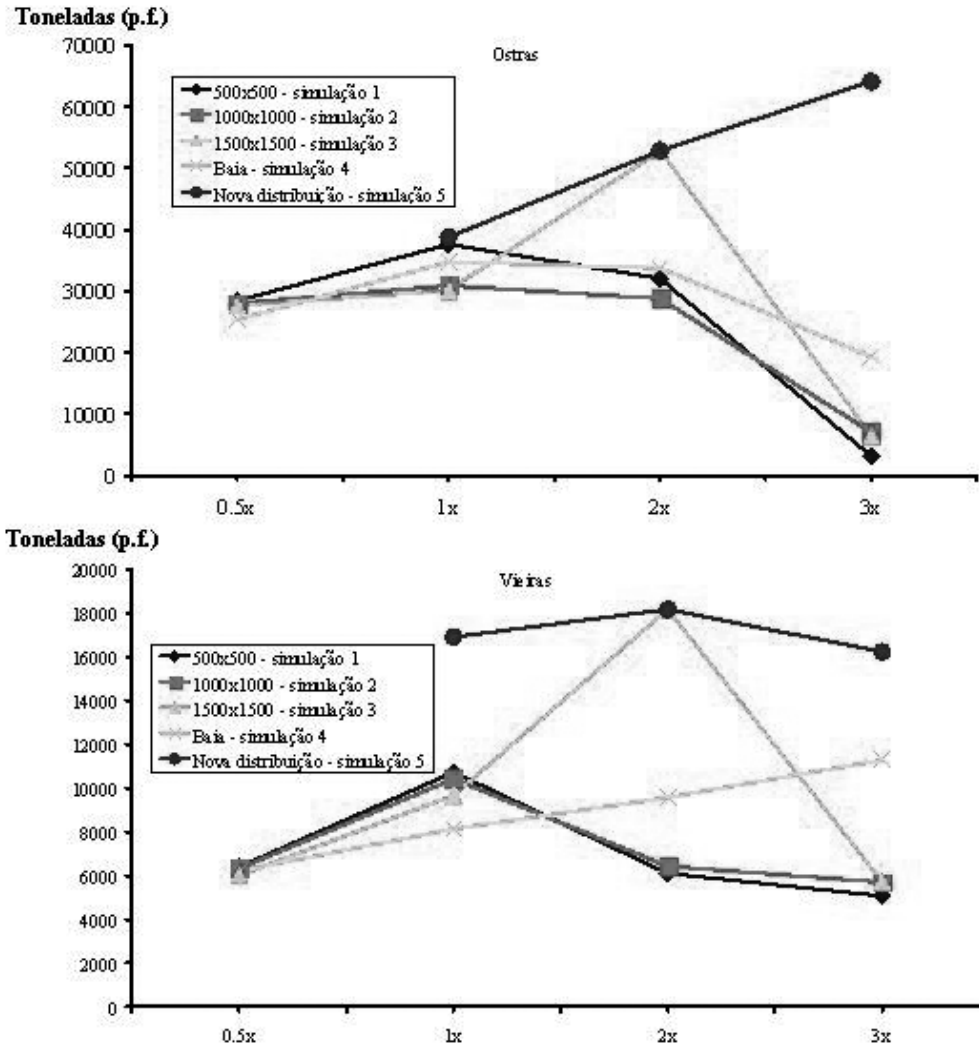
Tabela 1. Produção de ostras e vieiras previstas pelo modelo relativamente à situação de referência (correspondente à simulação 1 com densidade e distribuição “normal” de bivalves (cf. – Figura 4)) e valores esperados (Toneladas de peso fresco), descritos em Duarte et al. (2006).

| | Ostras | Vieiras |
|-------------------|---------------|---------------|
| Valores esperados | 34000 - 46000 | 10000 – 19000 |
| Valores previstos | 37636 | 10735 |

Na Figura 5 sintetizam-se os resultados de todas as simulações relativos à produção de bivalves, em função do número de indivíduos introduzidos no ecossistema relativamente à situação de referência e para cada dos conjuntos de simulações descritos na Metodologia (cf. – 2.3). Os resultados obtidos exibem o padrão “normal” (cf. – 2.3, Bacher *et al.*, 1998; Ferreira *et al.*, 1998), com um aumento da produção em função da densidade até um valor a partir do qual a produção decresce. As únicas excepções a este comportamento são os resultados obtidos para as ostras, para a simulação 5 e para as vieiras, no caso da simulação 4, sugerin-

do que poderiam ter sido testadas abundâncias mais elevadas. No respeitante às ostras, o resultado obtido sugere que quando se redistribuem as vieiras por uma área maior, há mais alimento disponível para as ostras, permitindo uma exploração mais intensa das mesmas. Relativamente às vieiras, o resultado obtido sugere que, quando se caracteriza a distribuição da sua abundância com uma resolução muito baixa, ou seja, se distinguem zonas de cultivo de outras zonas, distribuindo os bivalves de forma homogénea por toda a baía, a produção aumenta até abundâncias triplas das normais, devido a uma redução da depleção local do alimento. Este último resultado levanta no entanto a seguinte questão: Porque razão sob abundâncias mais baixas, se conseguem produções de vieiras maiores para os conjuntos de simulações 1, 2 e 3? A resposta pode estar na qualidade dos habitats da baía, ou seja, a distribuição do alimento e respectiva qualidade não é homogénea, pelo que não se deve esperar uma resposta linear de aumento de produção pela simples “diluição” dos bivalves por uma área maior, sem obstar que este padrão possa ser observado para certas gamas de densidades de cultivo. Na verdade, considerando os conjuntos de simulações 1 a 4, as produções mais elevadas para ambas as espécies foram obtidas quando se cultivava o dobro dos bivalves, relativamente aos valores de referência, e quando a distribuição da sua abundância é representada com uma resolução de 1500X1500 m (simulações 3). Outro padrão relevante é que a produção prevista para ambas as espécies, sob densidades 3X superiores às “normais”, aumenta com a diminuição da resolução espacial na sequência 500X500, 1000X1000, 1500X1500 e toda a baía. Este resultado sugere que a hipótese em teste é correcta, especialmente sob abundâncias elevadas de bivalves, quando a depleção local de alimento é mais provável de ocorrer.

Figura 5. Produção das ostras (painel superior) e das vieiras (painel inferior) previstas pelo modelo em função do número de bivalves cultivados relativamente à situação de referência e para cada um dos conjuntos de simulações realizadas (cf. – 2.3).



O natural passo seguinte, para procurar obter mais alguma evidência empírica que confirme a hipótese a ser testada, será comparar os resultados de vários modelos implementados para o mesmo ecossistema com diferentes resoluções espaciais. Nunes *et al.* (2003) implementaram um modelo ecológico zero dimensional para estimar a CC da baía de Sungu (o mesmo ecossistema analisado no presente estudo), ou seja, um mode-

lo em que a baía é tratada como um todo, sem nenhum tipo de heterogeneidade espacial. Estimaram a CC da baía em cerca de 2X e 15X a actual densidade de cultivo para as vieiras e as ostras, respectivamente. Duarte *et al.* (2003), utilizando um modelo bidimensional, com uma resolução de 500X500m (semelhante ao modelo empregue neste trabalho, excepto pelas características descritas anteriormente (cf. – 2.2)), estimaram que as

vieiras já se encontram a ser exploradas ao nível da CC da baía ao passo que, para as ostras, a densidade de cultivo poderia aumentar para aproximadamente o dobro, assumindo que não se altera a localização das zonas de cultivo dos bivalves. No presente estudo, como resultado das pequenas modificações do modelo de Duarte *et al.* (2003) (cf. – 2.2), os resultados apresentam algumas (pequenas) diferenças quando comparados com o dos últimos autores, sugerindo que, também para as ostras, a baía poderá estar a ser explorada perto da respectiva CC. Estas comparações, ainda que condicionadas pelas diferenças existentes entre os modelos, parecem confirmar a hipótese testada neste estudo e sugerem que modelos com resolução espacial reduzida podem levar a estimativas por excesso da CC.

4. CONCLUSÕES

Em função dos resultados obtidos, a hipótese de que a CC tende a ser sobrestimada quando a resolução espacial dos modelos empregues é demasiado reduzida para representar adequadamente a heterogeneidade espacial da abundância dos bivalves é confirmada empiricamente. No entanto, os resultados obtidos não são tão consistentes quanto seria inicialmente esperado. De facto, a estimativa por excesso da CC fez-se notar sobretudo sob abundâncias elevadas, quando a limitação por alimento adquire maior importância e nem sempre a sobrestima tem uma relação monótona com a redução na resolução espacial, excepto as densidades de cultivo mais elevadas. Estas “não linearidades” podem explicar-se pelo facto de que, quando se distribuem os bivalves por áreas maiores, parte dos mesmos possa ficar em lugares onde a abundância de alimento é mais reduzida, levando a uma redução da produção obtida, por a dita redução não compensar a diminuição da competição por alimento, mais forte quando os bivalves estão mais “concentrados”. Os resultados obtidos demonstram a importância de representar adequadamente as zonas de cultivo nos modelos de CC, utilizando uma resolução espacial adequada para o efeito e sugerem que parte dos trabalhos realizados até ao presente podem ter conduzido a estimativas por excesso da mesma. Este facto é especialmente relevante quando se considera que a sobrestima da CC é potencialmente mais perigosa do ponto de vista ambiental do que a subestima.

REFERÊNCIAS

- BACHER, C., DUARTE, P., FERREIRA, J.G., HÉRAL, M. E RAILLARD., O. (1998). Assessment and Comparison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlingford Lough (Ireland) Carrying Capacity with Ecosystem Models. *In: Aquatic Ecology*, Volume 31, pp. 379 – 394.
- DAME, R.F. (1993). *Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes*. *In: Springer-Verlag*, 1993, Berlin, pp. 579.
- DAME, R.F. E PRINS, T.C. (1998). Bivalve Carrying Capacity in Coastal Ecosystems. *In: Aquat. Ecol.* Volume 31, pp. 409–421.
- DUARTE, P. (2003). A Review of Current Methods in the Estimation of Environmental Carrying Capacity for Bivalve Culture in Europe. *In: Yu, Y. e Bermas, N. (eds.). Determining Environmental Carrying Capacity of Coastal and Marine Areas: Progress, Constraints and Future Options*, pp. 37-51. PEMSEA Workshop Proceedings Nº. 11, 156 pp.
- DUARTE, P., MENESES, R., HAWKINS, A. J. S., ZHU, M., FANG, J. E GRANT, J. (2003). Mathematical Modelling to Assess the Carrying Capacity for Multi-Species Culture within Coastal Waters. *In: Ecological Modelling*, Volume 168, pp. 109-143.
- DUARTE, P., HAWKINS, A.J.S E PEREIRA, A. (2005). How Does Estimation of Environmental Carrying Capacity for Bivalve Culture Depend upon Spatial and Temporal Scales? *In: Dame, R. and Olenin, S. (eds.). The Comparative Role of Suspension Feeders in Aquatic Systems (NATO ARW in Nida, Lithuania, 3-9 October, 2003)*, pp. 121-135. Kluwer Scientific Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- DUARTE, P., PEREIRA, A., FALCÃO, M., SERPA, D., RIBEIRO, C., BANDEIRA, R. E AZEVEDO, B. (2006). *Biogeochemical Modelling of Ria Formosa (South Coast of Portugal) with EcoDynamo. Model Description*. Fernando Pessoa University. (private communication).
- DUARTE, P., AZEVEDO, B., RIBEIRO, C., PEREIRA, FALCÃO, M., SERPA, D., BANDEIRA, R. E REIA, J. (2007). Management Oriented Mathematical Modelling of Ria Formosa (South Portugal). *In: Transitional Waters Monograph*, Volume 1, pp. 13-51.
- FAO, (2001). *The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA)*. Rome, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FERREIRA, J.G. (1995). EcoWin – An Object-Oriented Ecological Model for Aquatic Ecosystems. *In: Ecological Modelling*, Volume 79, pp. 21-34.

- FERREIRA, J.G., DUARTE, P., E BALL, B. (1998). Trophic Capacity of Carlingford Lough for Oyster Culture – Analysis by Ecological Modelling. *In: Aquatic Ecology*, Volume 31, pp. 361–378.
- GUO, X., FORD, S. E ZHANG, F. (1999). Molluscan Aquaculture in China. *In: Journal of Shellfish Research*, Volume 18, pp. 19-32.
- JØRGENSEN, S.E. E BENDORICCHIO, G. (2001). Fundamentals of Ecological Modelling. *In: Developments in Ecological Modelling*, 21. Elsevier, Amsterdam, 530 pp.
- NUNES, J. P., FERREIRA, J. G., GAZEAU, F., LENCART-SILVA, J., ZHANG, X. L., ZHU, M. Y. E FANG, J. G. (2003). A Model for Sustainable Management of Shellfish Polyculture in Coastal Bays. *In: Aquaculture*, Volume 219, pp. 257-277.
- PEREIRA, A. E DUARTE, P. (2005). *EcoDynamo Ecological Dynamics Model Application*. Fernando Pessoa University, (private communication).
- RAPPORT, D., COSTANZA, R E EPSTEIN, P.R. (eds.) (1998). *Ecosystem Health*. Blackwell Science.
- RHEAULT, R.B. E RICE, M.A. (1995). Transient Gear Shellfish Aquaculture. *In: World Aquat.* Volume 26, Nº. 1, pp. 26– 31.
- VAN DERTOL, M.W.M. E SCHOLTEN, H. (1998). A Model Analysis on the Effect of Decreasing Nutrient Loads on the Biomass of Benthic Suspension Feeders in the Oosterschelde Ecosystem (SW Netherlands). *In: Aquatic Ecology*, Volume 31, pp. 395-408.
- WATSON, R., PANG, L. E PAULY, D. (2001). The Marine Fisheries of China: Development and Reported Catches. *In: Fisheries Centre Research Report*, Volume 9, Nº. 2. Univ. British Columbia, Canada.
- WATSON, R. E PAULY, D. (2001). Systematic Distortions in World Fisheries Catch Trends. *In: Nature*, Volume 414, pp. 534– 536.
- YANG, H. S., ZHANG, T., WANG, P., HE, Y. C. E ZHANG, F. S. (1998a). Effects of Temperature on Oxygen Consumption and Ammonia-N Excretion of *Chlamys farreri*. *In: Chin. J. Oceanol. Limnol.* Volume 16, pp. 167–172.
- YANG, H. S., ZHANG, T., WANG, J., WANG, P., HE, Y. C. E ZHANG, F. S. (1998b). Effects of Temperature on Oxygen Consumption and Ammonia- N Excretion of the Southern Bay Scallop *Argopecten Irradians Concentricus*. *In: Acta Oceanol. Sin.* Volume 20, pp. 91–96 (in Chinese, with English abstract).
- YANG, H. S., ZHANG, T., WANG, J., WANG, P., HE, Y. E ZHANG, F. (1999). Growth Characteristics of *Chlamys farreri* and its Relation with Environmental Factors in Intensive Raft-Culture Areas of Sishiliwan Bay, Yantai. *J. In: Shellfish Res.*, Volume 18, pp. 71–83.
- ZHANG, F. S. E YANG, H. S. (1999a). Analysis of the Cause of Mass Mortality of Farming *Chlamys farreri* in Summer in Coastal Areas of Shandong, Chin. *Mar. In: Sci.* Volume 1, pp. 44–47 (in Chinese, with English abstract).
- ZHANG, F. S. E YANG, H. S. (1999b). Strategic and Counter Measures to Resolve Mass Mortality Problems of *Chlamys farreri*. *Mar. In: Sci.*, Volume 2, pp. 38–42 (in Chinese, with English abstract).
- ZHANG, T., YANG, H. S., WANG, P., HE, Y. C. E ZHANG, F. S. (2001). The Factors Affecting Meat Condition and Growth Rate of Farreri's Scallop *Chlamys farreri* (*Azumapecten*) *In: Sishiliwan Bay, Yantai. Mar. Fish. Res.*, Volume 22, pp 25–31 (in Chinese, with English abstract).