

# Avaliação da Capacidade de Carga no âmbito da Gestão Integrada da Zona Costeira

Pedro Duarte

## Resumo

A gestão integrada da zona costeira (GIZC) é um processo de gestão que utiliza uma abordagem integrada, em todos os aspectos da zona costeira, numa tentativa de alcançar a sustentabilidade. A GIZC implica a integração e a coordenação de diversas actividades sendo que algumas podem gerar externalidades para outras. Assim, o processo de tomada de decisão no âmbito de um programa de GIZC é complexo e requer o recurso a bases de dados, sistemas de informação geográfica (SIG), modelos matemáticos, sistemas de apoio à decisão (SAD), etc. A ideia de sustentabilidade está ligada ao conceito de capacidade de carga (CC). Na verdade, a CC será talvez a forma adequada de definir quantitativamente os níveis de sustentabilidade de diferentes actividades e modelos de gestão dos recursos naturais. Em função do exposto, os objectivos desta apresentação são: (i) discutir o conceito de CC ambiental (CCA) e a sua utilização; (ii) apresentar diversos métodos de quantificação da CCA; (iii) apresentar ferramentas de apoio à decisão que permitem integrar o referido conceito e ser um instrumento útil no âmbito da GIZC. Grande parte da discussão vai ser organizada em torno de um estudo de caso concreto relacionado com o problema da CCA – o cultivo de bivalves suspensívoros – em função da importância económica desta actividade em muitas zonas costeiras, da abundância de estudos já efectuados, da familiaridade do autor com o tema e da facilidade de extrapolar diversos conceitos para outras dimensões da CCA.

## 1. Introdução

A GIZC tem vindo a assumir um papel cada vez mais relevante a nível internacional, com especial ênfase para a União Europeia, conforme se pode confirmar pela Recomendação 2002/413/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de Maio de 2002, relativa à execução da Gestão Integrada da Zona Costeira na Europa (UE, 2000a), pela criação pela Comissão Europeia de um grupo de especialistas nesta matéria e pelos documentos produzidos pelo mesmo ao longo do período 2002 – 2009 (<http://ec.europa.eu/environment/iczm/home.htm>). Os princípios enunciados na Recomendação referida incluem o respeito pela CC. Em parte como resultado destas iniciativas da Comissão, também em Portugal a GIZC tem merecido atenção por parte do Estado, conforme se pode verificar pela criação de um grupo de trabalho que foi encarregue de definir as bases para a estratégia de gestão integrada da zona costeira (MAOTDR, 2007). Conforme se pode ler no Despacho nº 19 212/2005 (2ª Série) do Gabinete do Ministro do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, que determinou a criação do

referido grupo, “ a intensa ocupação demográfica e económica, os fluxos populacionais sazonais, a ocupação desordenada e caótica do território, muitas vezes em zonas de risco, o completo desrespeito pela **capacidade de carga** dos locais...criam pressões e alterações significativas sobre o meio e os ecossistemas, conduzindo a graves conflitos de usos”. Em função do exposto, parece claro que há uma relação entre a GIZC e a CC, pelo menos na forma como a GIZC é concebida pelos especialistas e pelos políticos.

Há diversos tipos de CC, como por exemplo, a CC ambiental (CCA), económica, infra-estrutural, sociocultural, psicológica, etc. (Pierce, 1989; Honey, 1999; Wearing & Neil, 1999). Neste trabalho será dada especial ênfase à CCA e às diversas categorias em que a mesma pode ser dividida. O conceito de CCA pode ser utilizado em toda a gama de actividades humanas. No respeitante aos ambientes costeiros, importa considerar a CCA para actividades como a pesca, a aquicultura, o turismo, etc. Importa salientar que a CCA para cada actividade deve ser quantificada considerando as interações entre as diferentes actividades. Por exemplo, se são descarregadas águas residuais numa zona costeira a CCA para a aquicultura pode ser menor, porque nem todas as áreas terão a qualidade de água necessária, e também porque o impacto das águas residuais pode limitar a resiliência dos ecossistemas para assimilar cargas orgânicas e de nutrientes oriundas da aquicultura.

A CCA é raramente considerada na política económica tradicional. Os economistas tendem a não atribuir muita importância às medidas físicas de disponibilidade dos recursos pois assumem que a evolução tecnológica permite contornar a escassez dos mesmos. No entanto, os limites da tecnologia convencional e dos sistemas artificiais para atenuar os limites impostos pela natureza já são aparentes. A produção *per capita* de um grande número de recursos bióticos, como a pesca, começou a diminuir há vários anos (Maxwell & Costanza, 1989), sugerindo que a CC dos ecossistemas marinhos para sustentar as necessidades humanas foi ultrapassada.

Os estímulos económicos como as mudanças no investimento, no consumo, na exportação, na importação, nos gastos dos governos, nas taxas de juros e noutras áreas, podem estimular o crescimento económico mas, no final, os recursos básicos como a água, a energia, as matérias-primas e os alimentos são necessários para “alimentar” os sistemas económicos. No entanto, a disponibilidade desses recursos é limitada por leis naturais, qualquer que seja a tecnologia usada para aumentar a sua renovação.

A preocupação com a CCA não é apenas uma preocupação com os sistemas de suporte de vida da Terra de que a espécie humana depende totalmente. É uma preocupação em usar a natureza com sabedoria. Os decisores políticos tomam decisões que podem afectar a sustentabilidade dos recursos naturais. Dispor dos indicadores relevantes de CCA é fundamental para evitar tomar decisões que venham a comprometer as opções para usos futuros. Estes indicadores devem ser quantitativos, sempre que possível, tais como os stocks de peixes que podem ser mantidos numa área de cultivo, a quantidade de mergulhadores que podem ser autorizados a visitar um recife por dia, a área que pode ser atribuída à aquicultura, o número de pescadores que podem explorar um determinado recurso, a área de sapal que pode ser reclamada para actividades portuárias, etc.

Em função do exposto, os objectivos desta apresentação são: (i) discutir o conceito de CCA e a sua utilização; (ii) apresentar diversos métodos de quantificação da CCA; (iii) apresentar ferramentas de apoio à decisão que permitem integrar o referido conceito e ser um instrumento útil no âmbito da GIZC. A organização do texto segue a sequência dos objectivos descritos, com uma secção dedicada a cada um dos três objectivos.

## 2. O conceito de Capacidade de Carga Ambiental

O conceito de CCA pode ser ilustrado através da equação logística (equação 1) e da respectiva solução (equação 2 e Figura 1). Esta equação prevê o crescimento de uma população não estruturada em função do tempo. Numa fase inicial a população aumenta rapidamente. Este aumento acaba por reduzir os recursos disponíveis por indivíduo. A partir de um certo ponto, a população deixa de aumentar por falta de recursos. Este modelo constitui uma simplificação do que se passa na natureza, onde a abundância das populações está sujeita às mais variadas oscilações como resultado de interações físicas, químicas e biológicas e também de aspectos intrínsecos às próprias populações. No entanto, existem observações que sugerem que este modelo pode explicar o crescimento das populações em certas condições (Krebs, 2000; Akçakaya et al., 2002). O parâmetro  $K$  exprime a abundância máxima de uma espécie que pode ser suportada num determinado meio, ou seja, a CCA (ver por exemplo Krebs, 2000). Apesar do rigor aparente desta definição, há aspectos importantes que a mesma não reflecte. Por exemplo, a referida abundância máxima permite aos organismos viver em boas condições fisiológicas ou somente sobreviver? Em qualquer caso, esta definição centra-se nos organismos e não no meio. Em princípio, é possível imaginar situações em que os organismos estejam em boas condições fisiológicas, abaixo do valor de  $K$ , mas tenham um impacte ambiental indesejável. Muitas das espécies “invasoras” que vão surgindo nos ecossistemas terrestres e aquáticos são um exemplo concreto desta situação.

$$\frac{dN}{dt} = rN \left( \frac{K - N}{K} \right) \quad (1)$$

$$N = \frac{K}{1 + \exp \left( -rt + \ln \left( \frac{K - N_0}{N_0} \right) \right)} \quad (2)$$

Onde,

$N$  – Uma medida da abundância de uma população num determinado habitat;  $r$  – Taxa intrínseca de crescimento;  $K$  – Capacidade de carga do habitat para a espécie (nas mesmas unidades em que a abundância for expressa);  $t$  – tempo;  $N_0$  – Abundância inicial da população.

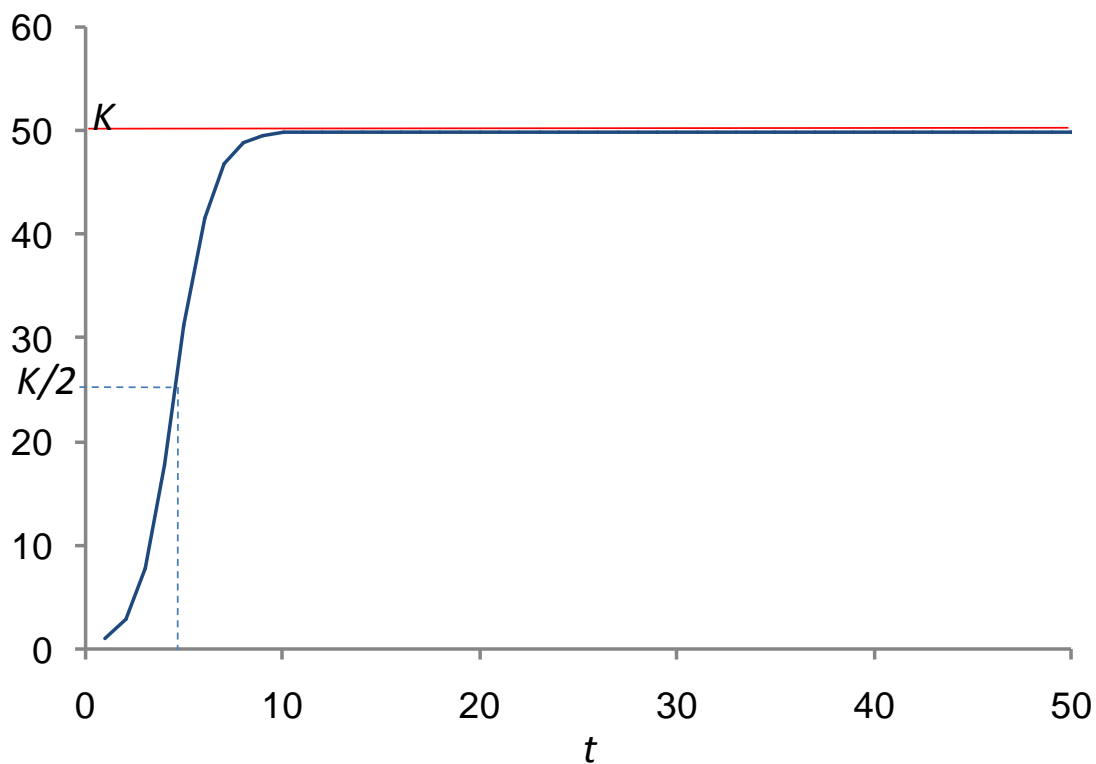


Figura 1 – Solução da equação logística com a abundância de uma espécie (unidades arbitrárias) representada em função do tempo.  $K$  – Capacidade de carga do meio.

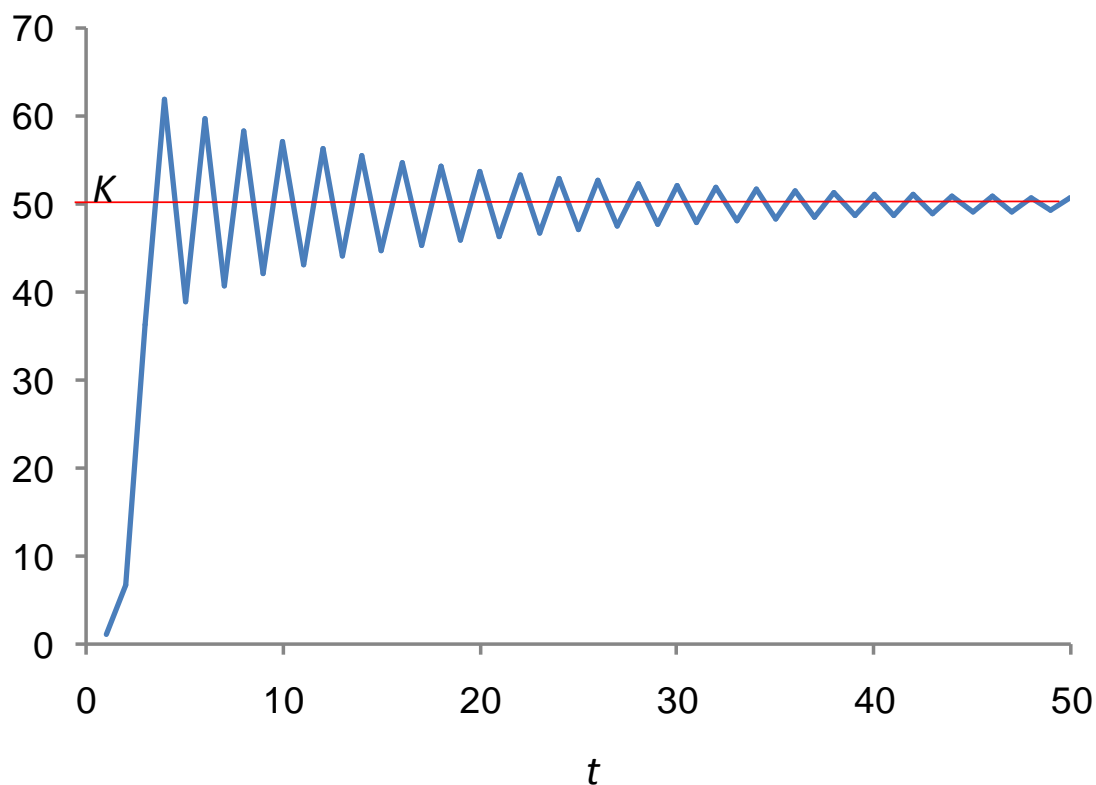


Figura 2 – Abundância de uma população (unidades arbitrárias) em função do tempo. A população ultrapassa a CCA do meio, sofrendo de seguida uma redução brusca da abundância. Curvas com este tipo de oscilações amortecidas podem ser obtidas com a equação de Ricker (ver Akçakaya et al., 2002).  $K$  – Capacidade de carga do meio.

Apesar de todos os problemas referidos, o modelo logístico parece ser um bom ponto de partida para explorar alguns aspectos da CCA. Assim, uma população pode aumentar a sua abundância até ao ponto a partir do qual, pelo menos um dos recursos de que necessita se torne limitante. É concebível que populações com taxas de crescimento muito elevadas possam ultrapassar o valor de  $K$ , sendo expectável em tais casos que de seguida haja um “crash” populacional (Figura 2). Tais situações podem ocorrer quando as populações crescem à custa de recursos existentes não renováveis, ou que são renovados a taxas inferiores ao consumo. Quando esses recursos se esgotam, o efectivo populacional pode diminuir de modo brusco. Esta observação leva a uma conclusão importante: **Quando se define e quantifica a CCA importa ter em conta a taxa de renovação dos recursos que a limitam e não o “capital” natural acumulado, se o objectivo for a sustentabilidade.** Veja-se, como exemplo, o caso da população humana, que se encontra em crescimento super-exponencial. De acordo com vários autores, a CCA da Terra para os seres humanos, considerando a utilização actual dos recursos, já foi largamente excedida, no entanto, a população continua a aumentar (Meadows et al., 2004). Como é isto possível? É possível à custa do “capital” natural acumulado, como os combustíveis fósseis, mas não é possível de forma sustentável, a não ser que a tecnologia venha a operar verdadeiros milagres nas próximas décadas.

O conceito de CC foi objecto de diversos estudos, incluindo projectos financiados em anteriores Programas Quadro da União Europeia, a respeito da cultura de bivalves suspensívoros como o mexilhão e a ostra, em função da relevância económica desta actividade em países como Espanha, França, Holanda e até Portugal. Neste contexto, a CC foi definida como o stock máximo de bivalves que pode ser mantido dentro de um ecossistema de modo a maximizar a produção sem afectar negativamente o crescimento individual (Carver e Mallet, 1990). Bacher et al. (1998) redefiniram o conceito como o stock que permite maximizar a produção anual da fracção comercializável da população. Dame & Prins (1998) definiram CC no mesmo contexto como o stock que pode ser mantido num dado ecossistema em função da taxa de produção/fornecimento de alimento e da taxa de consumo do mesmo pelos bivalves. A necessidade de definição da CC para a produção surgiu da constatação de que um aumento excessivo da quantidade de moluscos cultivados num ecossistema pode levar à degradação das condições ambientais, com um impacto negativo sobre o rendimento da produção. Importa salientar que estas definições estão centradas no processo produtivo e não na forma como o mesmo afecta o ambiente. Existem no entanto outras definições que reflectem este aspecto. Por exemplo, Shin & Wu (2003) definiram CC para a piscicultura como o stock máximo de peixe que pode ser mantido numa determinada área sem comprometer a qualidade da água.

Partindo mais uma vez do exemplo da aquicultura, o cultivo de organismos como os bivalves filtradores depende da disponibilidade de alimento natural. Assim, um dos factores que pode limitar a produção é o alimento, donde a importância de manter os stocks dentro de valores compatíveis com a taxa de produção/fornecimento do alimento. Há diversos casos documentados de redução do rendimento do cultivo de bivalves por excesso de stock (Heral, 1992; Raillard & Ménesguen, 1994; Smaal et al., 2001). Importa também considerar o impacte que o processo de cultivo tem na qualidade química da água e dos sedimentos (Smaal et al. 2001). Quando cultivados em densidades elevadas, podem aumentar significativamente a

concentração de amónia na água circundante. A acumulação de fezes e de pseudofezes nos sedimentos pode modificar as condições redox dos mesmos com potenciais impactes na fauna bêntica (Dahlbäck & Gunnarsson, 1981). Os bivalves suspensívoros consomem fitoplâncton e detritos em suspensão. O elevado consumo de fitoplâncton pode ter um impacte importante nas cadeias tróficas pelágicas, reduzindo a disponibilidade de alimento para o zooplâncton. Há casos documentados de espécies invasoras de bivalves filtradores terem modificado de forma significativa a ecologia de diversos ecossistemas lênticos (Burlakova et al., 2005; Karatayev et al., 2005). As estruturas utilizadas para a produção de bivalves, tais como “long-lines” e jangadas, afectam a circulação da água (Grant & Bacher, 2001).

A CC tem sido sub-dividida de diferentes modos, consoante as actividades em análise (cf. 1. Introdução). No caso concreto da aquacultura de bivalves, Inglis et al. (2000) dividiram a CC nas seguintes categorias:

- (i) CC física – a quantidade de zonas de produção que pode ser criada num ecossistema em função do espaço disponível;
- (ii) CC para a produção – o stock de bivalves que maximiza a produção;
- (iii) CC ecológica – o stock de bivalves acima do qual ocorrem impactes ecológicos inaceitáveis;
- (iv) CC social – o nível de desenvolvimento da aquacultura que causa impactes sociais inaceitáveis.

Estas categorias englobam todos os aspectos descritos no parágrafo anterior e incluem ainda os aspectos sociais.

Parece razoável considerar que as definições relativas a estas categorias de CC podem ser alargadas a outras actividades. Assim, a CC física dependerá do espaço disponível para qualquer actividade em análise, a CC para a produção dependerá das condições que maximizam o rendimento de qualquer actividade considerada e a CC ecológica, do nível dessa actividade que origina impactes inaceitáveis. Neste trabalho optou-se por englobar as três primeiras categorias no conceito geral de CCA, sendo especificada qual das categorias se discute caso a caso.

Em princípio, a definição das categorias de CC apresentadas deve ser adaptada a cada caso concreto de modo a reduzir quaisquer ambiguidades. Por exemplo, veja-se a CC para a produção e compare-se com a definição de Bacher et al. (1998) apresentada anteriormente, especificando a produção que se pretende maximizar, ou seja, a de organismos com valor comercial.

Um dos problemas da CC ecológica reside na definição dos “impactes ecológicos inaceitáveis”. Um ponto de partida pode ser a própria legislação ambiental no que respeita, por exemplo, à qualidade da água ou dos sedimentos. Assim, por exemplo, quando determinada actividade leva a uma degradação da qualidade da água que a torne imprópria para os fins que lhe estão reservados ou, por exemplo, no caso dos países europeus, que comprometa os objectivos da Directiva Quadro da Água relacionados com o seu “bom estado ecológico” (UE, 2000b), a CC ecológica terá sido excedida. Em qualquer caso, os “impactes inaceitáveis” devem ser definidos para variáveis físicas, químicas e biológicas, seleccionadas em função do estudo de

caso concreto e que sejam monitorizadas ao longo do tempo (ver por exemplo o conceito MOM em Evrik et al. (1997) e uma aplicação recente do mesmo na baía de Sungo por Zhang et al. (2009)). No espírito da GIZC, a definição dos “impactes inaceitáveis” deverá integrar as sensibilidades dos vários intervenientes no processo de gestão.

Considerando que, em princípio, para qualquer actividade económica, os diferentes tipos de CC são relevantes (económica, sociocultural, etc.), bem como as diferentes “categorias”, importa que sejam todas quantificadas. **A categoria/tipo que apresentar o valor mais baixo deve ser utilizada/o para limitar o nível da actividade considerada.**

### 3. Como quantificar a Capacidade de Carga

Uma vez definidas as categorias de CCA relevantes para uma actividade ou para um conjunto de actividades, importa determinar como proceder à sua quantificação. Pode seguir-se um método iterativo, em que se intensifica ou reduz determinada actividade, monitorizando as variáveis relevantes, até se encontrar um compromisso adequado entre a satisfação das necessidades económicas e sociais e a conservação dos recursos ambientais. Pode também recorrer-se à experiência acumulada noutros locais, pelo menos como ponto de partida. Outra abordagem possível será recorrer à modelação matemática e tentar prever a CCA. Em qualquer caso, o processo de quantificação da CCA é complexo, especialmente devido à multiplicidade de actividades e aos seus possíveis efeitos sinérgicos, aditivos ou antagónicos. Além disso, importa ainda considerar as consequências económicas e sociais das opções de gestão que forem seleccionadas.

Mais uma vez e como ponto de partida recorre-se ao bem documentado exemplo do cultivo de bivalves suspensívoros. A relação entre a produção de bivalves e o respectivo stock (juvenis colocados nos sistemas de cultivo para crescimento até tamanho comercial) é parabólica (Figura 3), como mostra o modelo teórico descrito por Bacher et al. (1998) e os resultados de Ferreira et al. (1998). Há um aumento inicial da produção com o stock mas, há medida que este aumenta, o crescimento individual diminui por limitação pelo alimento. Esta diminuição é compensada pela maior biomassa total somente até certo ponto, a partir do qual a produção diminui com o stock, pois o crescimento individual fica seriamente comprometido. O stock que permite maximizar a produção corresponde à CC para a produção, seguindo as definições dadas anteriormente (cf. – O conceito de Capacidade de Carga). Importa aqui salientar que este tipo de resposta parabólica pode, com toda a probabilidade, ser esperado em qualquer outro tipo de CCA, podendo o factor limitante ser alimento, espaço, qualidade da água, etc.

**As abordagens para estimar a CCA podem ser divididas em duas categorias principais: os balanços e os modelos matemáticos.** Os modelos podem ser divididos em modelos de caixas e modelos acoplados físicos e biogeoquímicos. Na literatura encontram-se modelos de CC aplicados a diversos tipos de ecossistemas costeiros e a diferentes escalas geográficas. Assim, há desde modelos aplicados ao nível do ecossistema até modelos aplicados ao nível da unidade de cultivo (por exemplo, Dowd, 1997; Ferreira et al., 1998; Bacher et al., 2003; Duarte et al., 2008). Todos estes modelos são baseados em relações conhecidas entre as variáveis

ambientais e os processos biogeoquímicos e fisiológicos. A maioria destas relações pode ser encontrada na literatura (por exemplo, Jørgensen & Bendoricchio, 2001). Nos próximos parágrafos cada uma destas abordagens será discutida e serão apresentados estudos de caso.

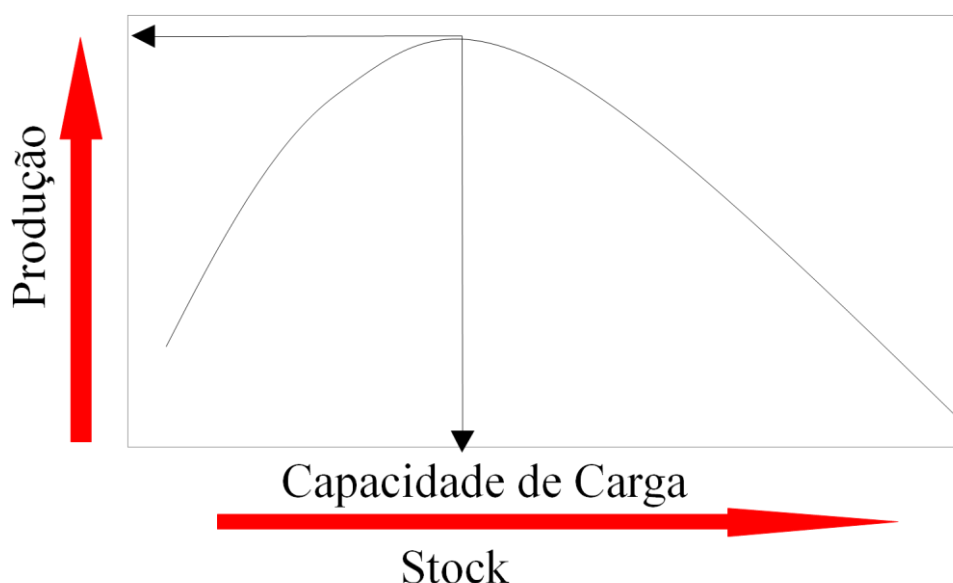


Figura 3 – Relação entre a produção e o stock. A capacidade de carga para a produção corresponde ao stock que maximiza a produção (ver texto).

### **Balanços**

O cálculo dos balanços é baseado na comparação entre a escala de tempo necessária para a renovação da biomassa do fitoplâncton (TP), calculada a partir da relação entre a biomassa e a produção (B/P) (“doubling time” do fitoplâncton), a escala de tempo de renovação da água, ou seja, o tempo de residência (TR), e a escala de tempo necessária para os bivalves filtrarem toda a água do sistema de cultivo (TF) (Dame e Prins, 1998). Quanto mais baixo for o valor de TP ou/e o valor de TR, maior será a CCA, pois o alimento renova-se rapidamente quer através da produção local de fitoplâncton, quer através da produção nas zonas vizinhas transportada para os locais de cultivo à medida que a água é renovada. Quanto mais baixo for o valor de TF, menor será a CCA, pois os bivalves filtram rapidamente a água removendo o alimento disponível. Estas comparações podem ser realizadas a diversas escalas espaciais. Por exemplo, a escala espacial de uma zona de cultivo e a escala espacial de um ecossistema, onde há várias zonas de cultivo. Conforme será discutido mais abaixo, a escolha da escala espacial é um aspecto crítico da aplicação de quaisquer dos métodos aqui descritos (Duarte et al., 2005).

Na Tabela 1 são apresentados exemplos de aplicação deste método a diversos ecossistemas. Nalguns casos, o valor de TF é inferior tanto a TR como a TP: North Inlet (Holanda), Marennes-Oléron (França) e South San Francisco Bay (Estados Unidos da América). Estes são exemplos onde a CCA para o cultivo de bivalves terá sido excedida. Provavelmente, como consequência do excesso de stock, em Marennes-Oléron Bay (França) o período de crescimento necessário para as ostras atingirem o tamanho comercial aumentou de 1.5 para 4 anos entre 1972 e 1985

(Raillard e Ménesguen 1994). No início o stock de ostras era relativamente baixo mas, ao longo do tempo, houve mais investimento na produção de ostras e a área cultivada e o stock aumentaram com consequências negativas no rendimento.

Esta abordagem pode ser adaptada a outros problemas de CCA, como por exemplo, a descarga de águas residuais. Quanto menor for o TR da água no meio receptor (um estuário, por exemplo) e maior o tempo que demoraria a preencher o volume desse meio com as águas residuais, menor em princípio será o impacte ambiental dos efluentes descarregados. Quando a diferença entre esses dois tempos for inferior a um ponto crítico, que implique uma alteração nos parâmetros de qualidade física, química e biológica da água, para além de determinados limites, a CCA terá sido excedida. Conhecendo as duas escalas de tempo referidas é possível estimar o ponto crítico. Mais uma vez importa aqui considerar uma escala espacial apropriada, pois o facto de uma descarga não afectar de forma significativa os valores médios de uma série de parâmetros da qualidade da água, não implica que perto das zonas de descarga não hajam problemas ambientais graves. Naturalmente, que se pode ainda considerar a capacidade do meio receptor degradar substâncias poluentes.

Tabela 1 – Tempo de residência da água, tempo de renovação da biomassa fitoplanctónica e tempo necessário para os bivalves filtrarem toda a água (adaptado de Dame & Prins, 1998). As linhas a negrito correspondem a ecossistemas onde os bivalves filtram a água a uma velocidade superior à dos processos de renovação do alimento (ver texto).

Sistema	Tempo de residência (TR) (dias)	B/P (TP) (dias)	Tempo de “filtração”(TF) (dias)
Sylt	0.5	0.8	4.0
<b>North Inlet</b>	<b>1.0</b>	<b>0.8</b>	<b>0.7</b>
Carlingford Lough	65.8	16.9	490.2
<b>Marennes-Oléron</b>	<b>7.1</b>	<b>10.0</b>	<b>2.7</b>
<b>South San Francisco</b>	<b>11.1</b>	<b>1.1</b>	<b>0.7</b>
Narragansett	26.0	1.7	25.0
Osterschelde	40.0	3.1	3.7
Western Wadden Sea	10.0	1.0	5.8
Ria de Arosa	23.0	0.6	12.4
Delaware Bay	97.0	7.4	1278.0
Cheasapeake Bay	22.0	0.9	325.0
Ria Formosa	1.0	1.6	4.0
Sungo Bay	20	5.5	10.1

Um dos problemas desta abordagem é a utilização de valores médios para as escalas temporais relevantes. Os problemas ecológicos podem surgir em situações extremas de forma aguda, mesmo quando em termos médios tudo parece bem. Por exemplo, stocks elevados de espécies em locais de aquacultura são mais susceptíveis em períodos de temperaturas elevadas, quando o teor em oxigénio na água pode baixar a níveis perigosos, em função da respiração de um grande número de organismos concentrados num volume de água

relativamente pequeno. Apesar das limitações referidas, esta abordagem pode ser útil como um primeiro passo no sentido de estimar a CCA.

### ***Modelos de caixas***

Nos modelos matemáticos, os ecossistemas são representados através de variáveis de estado (por exemplo, biomassa de bivalves ou de fitoplâncton). Os fluxos de energia ou matéria entre as variáveis são quantificados com base em fluxos biogeoquímicos (por exemplo, a nitrificação), biológicos (por exemplo, o consumo herbívoro,) mediados por funções forçadoras (por exemplo, a temperatura). O modelo pode ser representado como um sistema de equações diferenciais (uma para cada variável considerada) que correspondem a uma percepção teórica de quais são as variáveis e os factores ecológicos importantes no funcionamento de determinado ecossistema. O ecossistema pode ser dividido em caixas, para ter em conta a heterogeneidade espacial, sendo as diferentes variáveis replicadas pelas caixas, cujo tamanho determina a resolução espacial do modelo (Figura 4). Normalmente, nos modelos de ecossistemas costeiros descritos na bibliografia, a dimensão das caixas é da ordem das centenas ou dos milhares de metros. Herman (1993) e Dowd (1997) apresentam exemplos e detalhes técnicos deste tipo de modelos que foram relativamente comuns ao longo da década de 90, embora continuem a surgir na literatura (Ferreira et al., 2007; Grant et al., 2007).

Uma característica comum aos modelos de caixas é a simplificação dos processos de transporte. Os fluxos de matéria entre diferentes caixas e entre os ecossistemas e os seus limites podem ser parametrizados com base nos valores médios de variáveis de estado conservativas (por exemplo, Ruardij & Baretta, 1988) ou de simulações com modelos hidrodinâmicos (por exemplo, Bacher, 1989; Raillard & Ménesguen 1994; Ferreira et al. 1998) de maior resolução espacial. No último caso, os resultados obtidos com a malha de cálculo de um modelo hidrodinâmico são integrados ao longo dos limites das caixas usadas nos modelos ecológicos. A simplificação dos processos de transporte implica que uma parte significativa da variabilidade do sistema não seja contabilizada no modelo. Por exemplo, em Ruardij & Baretta (1988), bem como em Ferreira et al. (1998), só são considerados os caudais residuais dos estuários simulados, sendo ignorada a variabilidade devida à maré. A importância relativa desta simplificação deve ser analisada caso a caso a caso. Um argumento comum é que os modelos ecológicos raramente exigem a resolução espacial e temporal necessária para a hidrodinâmica (Bird and Hall, 1988). No entanto, quanto mais simplificado é um modelo, em termos de resolução espacial e temporal, mais parametrização é necessária para o manter realista. Por exemplo, quando a densidade de bivalves é integrada para o volume de uma caixa de um modelo, é provável que os efeitos da depleção local de alimentos sejam subestimados. Isto ocorre porque no sistema real os bivalves têm acesso apenas a uma fracção do volume total, enquanto no modelo se assume que têm acesso a todo o volume. Além disso, parte da água filtrada por um conjunto de bivalves pode ter sido filtrada antes por organismos situados a montante. Estes efeitos serão melhor representados em modelos de alta resolução. Nos modelos de baixa resolução, têm de ser parametrizados usando abordagens semelhantes à descrita por Herman (1993), para dar conta de gradientes de concentração vertical. Aumentar o número de parâmetros num modelo e, portanto, os seus graus de liberdade, pode facilitar o

processo de calibração, mas aumenta a probabilidade de obter o resultado certo pelas razões erradas.

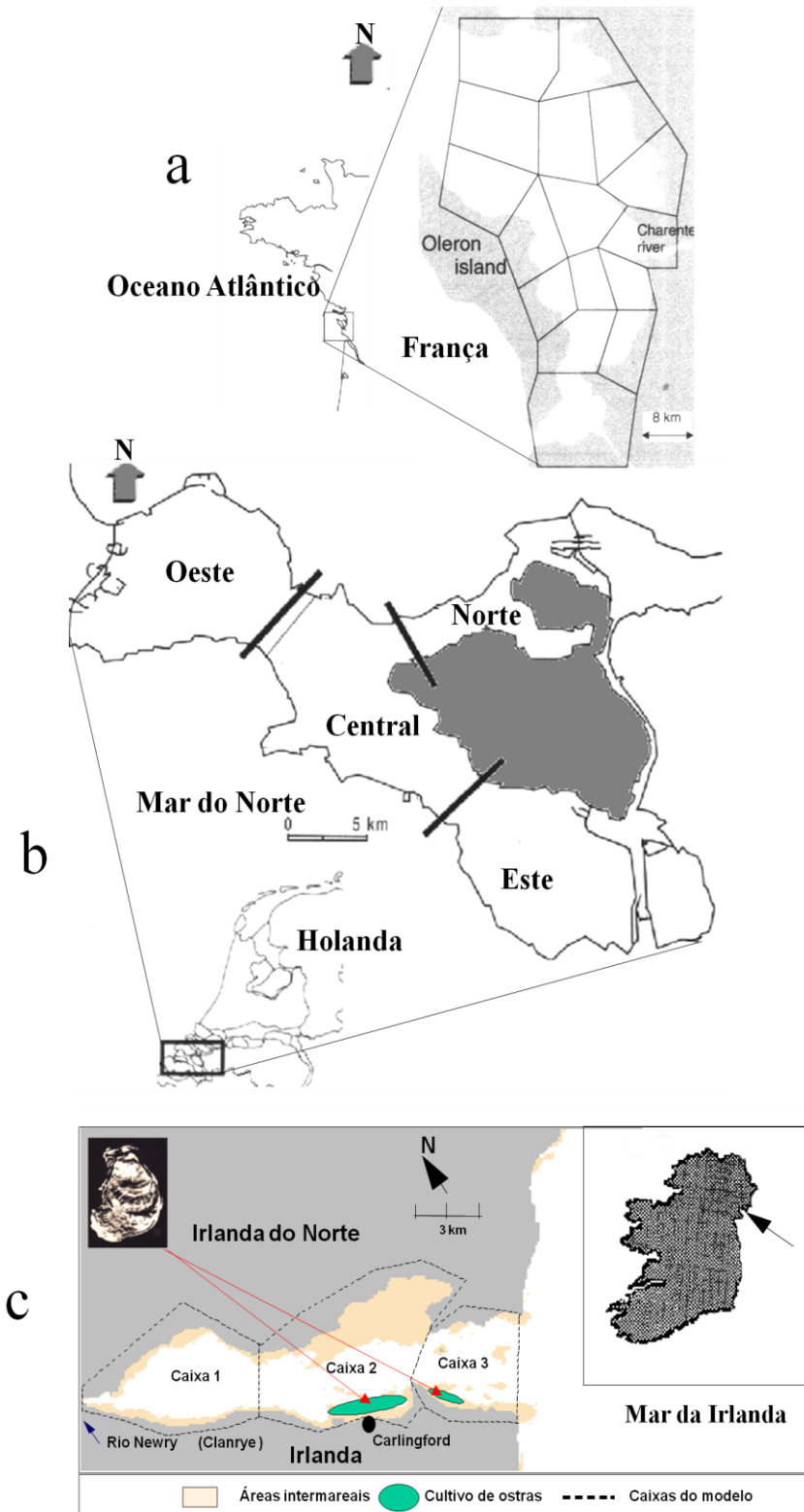


Figura 4 – Modelos de caixas de: (a) Maréennes-Oléron (adaptado de Bacher et al. (1998)); (b) Oosterschelde (adaptado de Van der Tol and Scholten (1998)) e (c) Carlingford (adaptado de Ferreira et al. 1998).

As Figuras 4a, b e c mostram a estrutura geral de três modelos de caixas descritos na bibliografia por Bacher et al. (1998), Van der Tol & Scholten (1998) e Ferreira et al. (1998), respectivamente. O primeiro modelo foi desenvolvido para a baía de Marréennes-Oléron (França), o segundo para o Oosterschelde (Holanda) e o último para Carlingford Lough (Irlanda). O primeiro e o último foram desenvolvidos especificamente para estimar a CC para a produção de ostras. O segundo modelo foi aplicado para avaliar o impacto das reduções das cargas de azoto na CC para a produção de bivalves.

O modelo de Carlingford incluía diversas variáveis de estado tais como: as concentrações de azoto inorgânico dissolvido (AID), clorofila (CHL), matéria particulada total (MPT), matéria particulada orgânica (MPO) e as biomassas e densidades de ostras (*Crassostrea gigas*), divididas em classes de peso. O modelo foi forçado com a intensidade luminosa, a temperatura da água, as descargas fluviais e as trocas com o mar a nível de nutrientes e matéria particulada. Os resultados obtidos sugeriram que a produção anual de ostras poderia ser maximizada a um nível de 1300 toneladas de peso fresco investindo cerca de 25 toneladas de juvenis (ostras de 2 mm) (Figura 5). Este investimento corresponderia a cerca de 5X os valores normais, sugerindo que, na altura, a produção de ostras estava abaixo da CC de Carlingford Lough. Bacher et al. (1998) seguiram uma abordagem semelhante para Maréennes-Oléron obtendo uma relação similar entre a produção e o stock.

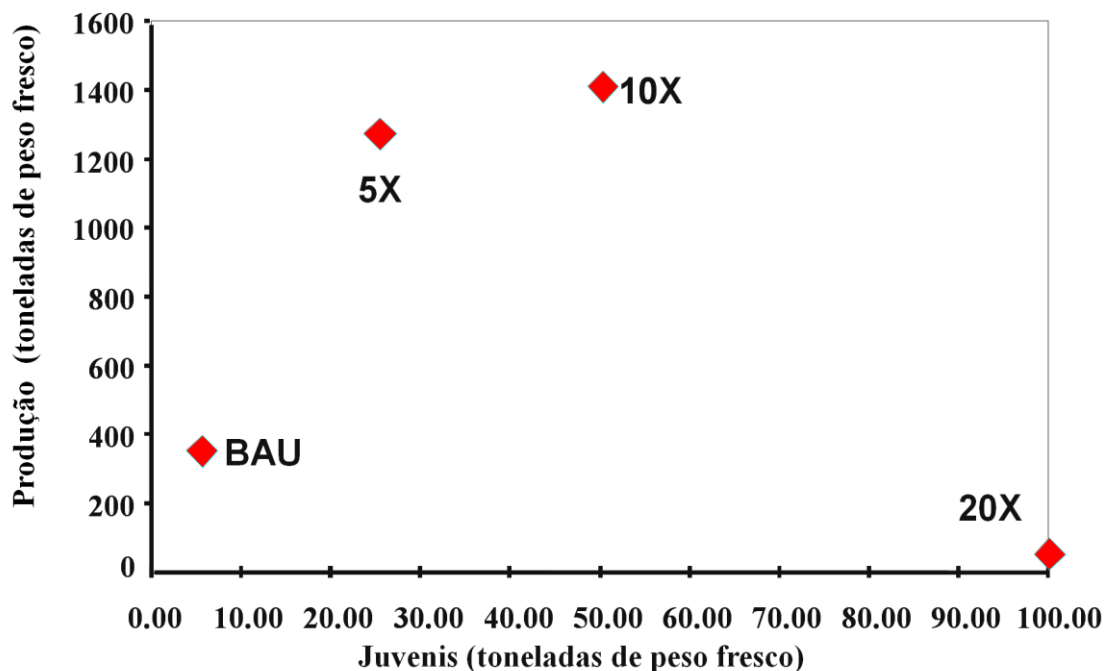


Figura 5 – Produção de ostras em função do investimento em juvenis (BAU – “Business as usual”). A partir de um aumento do investimento de 10X, a produção tende a diminuir (adaptado de Ferreira et al., 1998).

### **Modelos acoplados físicos-biogeoquímicos**

A principal diferença entre os modelos de caixas e os modelos acoplados físicos-biogeoquímicos é que, nestes, os processos físicos e biogeoquímicos são calculados simultaneamente sobre a mesma grelha temporal e espacial. Parece lógico supor que estes modelos são uma representação mais próxima do sistema real do que os modelos de caixas. A principal desvantagem desta abordagem é o tempo de processamento necessário que dificulta a calibração e os processos de validação. Estes modelos calculam o campo de velocidade com as equações do movimento e da continuidade (Knauss, 1997) e resolvem a equação de transporte para todas as variáveis pelágicas:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial uS}{\partial x} + \frac{\partial vS}{\partial y} + \frac{\partial wS}{\partial z} = A_x \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + A_y \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + A_z \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} + \text{Fontes} - \text{Sumidouros} \quad (3)$$

Onde,

$u, v$  e  $w$  – velocidade da corrente ao longo das três direcções  $x, y$  e  $z$  ( $\text{m s}^{-1}$ );  $A$  – coeficiente de difusividade turbulenta ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ );  $S$  – concentração de uma propriedade conservativa (Fontes e Sumidouros são nulos) ou não conservativa.

Os modelos acoplados físicos-biogeoquímicos podem ser forçados pela altura das marés nas fronteiras com o mar, pelos caudais fluviais, pelo vento, pelo atrito no fundo, pela intensidade luminosa, pela temperatura da água, etc. (ver Duarte et al. (2003)). Em lugar das caixas dos modelos ecológicos, de forma e dimensões variáveis, são baseados em malhas de diferenças finitas, elementos finitos ou volumes finitos (Vreugdenhil, 1989). Normalmente, o tamanho das células destas malhas tem uma escala na ordem das dezenas ou das centenas de metros, igual ou inferior à escala dos sistemas de cultivo de bivalves e de outros organismos.

Na Figura 6, apresenta-se a estrutura geral de um modelo implementado para a baía de Sungo (República Popular da China), no âmbito do projecto “Carrying capacity assessment and impact of aquaculture in Chinese bays” (Program INCO – UE) (Duarte et al. 2003). Trata-se de um modelo bidimensional, verticalmente integrado, baseado numa malha de diferenças finitas (Vreugdenhil, 1989) com 1120 células (32 colunas x 35 linhas) e uma resolução espacial de 500 m. O modelo tem fronteiras com terra e com o oceano. É forçado pela altura da maré, pela intensidade luminosa, pela temperatura do ar, pela velocidade do vento, pela nebulosidade e condições fronteira. Simula as seguintes variáveis: nível da água, velocidade da corrente, temperatura da água, as concentrações de AID, CHL, MPT e MPO, a biomassa e a densidade do “kelp” *Laminaria japonica* e dos bivalves *C. gigas* e *Chlamys farreri*. Assim, ao contrário dos exemplos anteriores, este modelo representa um sistema de policultura que inclui macroalgas. O modelo leva em conta a distribuição espacial e a densidade local das espécies cultivadas.

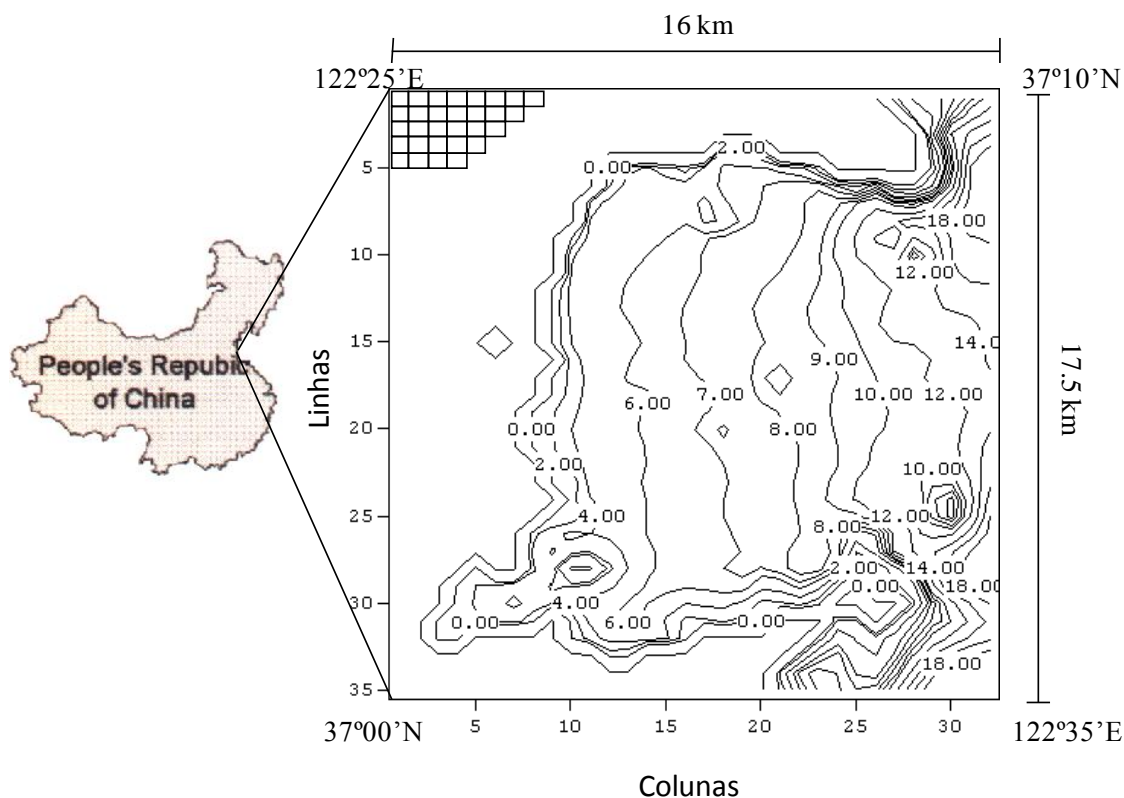


Figura 6 – Baía de Sungo na República Popular da China, incluindo a batimetria (m) usada no modelo. Parte da grelha bidimensional usada no modelo, com 500 m de resolução, é representada no canto superior esquerdo da imagem (adaptado de Duarte et al. (2003)). As colunas e linhas indicam as coordenadas na malha do modelo (ver texto).

Os resultados apresentados na Figura 7 sugerem que uma redução no investimento em juvenis de *C. farreri* para cerca de metade quase não tem efeito na produção, enquanto um aumento no investimento tem um efeito negativo na produção. Estes resultados parecem indicar que a baía de Sungo estava a ser explorada próxima da sua CC, relativamente ao bivalve *C. farreri*. Há aqui uma aparente contradição com os resultados da Tabela 1, pois os valores apresentados para a baía de Sungo sugerem que os bivalves não se encontravam limitados por alimento, demorando mais tempo a filtrar toda a água da baía do que o tempo necessário para o fitoplâncton renovar a sua biomassa ou para a água da baía ser renovada, através das trocas com o mar. No entanto, estes cálculos são para baía como um todo, sem considerar a depleção local de alimento, onde os bivalves estão concentrados. A Figura 8 mostra a localização das culturas das diferentes espécies (em função do padrão de cores) e as densidades dos organismos no cenário padrão (“Business as usual”). Conforme se pode observar, os bivalves das duas espécies cultivadas estão concentrados em determinadas áreas e não distribuídos de forma homogénea por toda a baía. As previsões apresentadas na Figura 7 foram obtidas para a distribuição das zonas de cultivo demonstrada na Figura 8. Outros tipos de distribuição levam a outras previsões. Por exemplo, se parte da biomassa de bivalves for transferida para as zonas de cultivo de “kelps”, reduz-se a depleção local de alimento e é de esperar um valor mais elevado de produção (Duarte e tal., 2003). Assim, **as estimativas de CC para a produção dependem da localização dos organismos cultivados.** Deste modo, **importa que os modelos**

de CC representem adequadamente a distribuição espacial das zonas de cultivo e para tal é necessário que a sua resolução seja igual ou superior à da área característica dessas zonas.

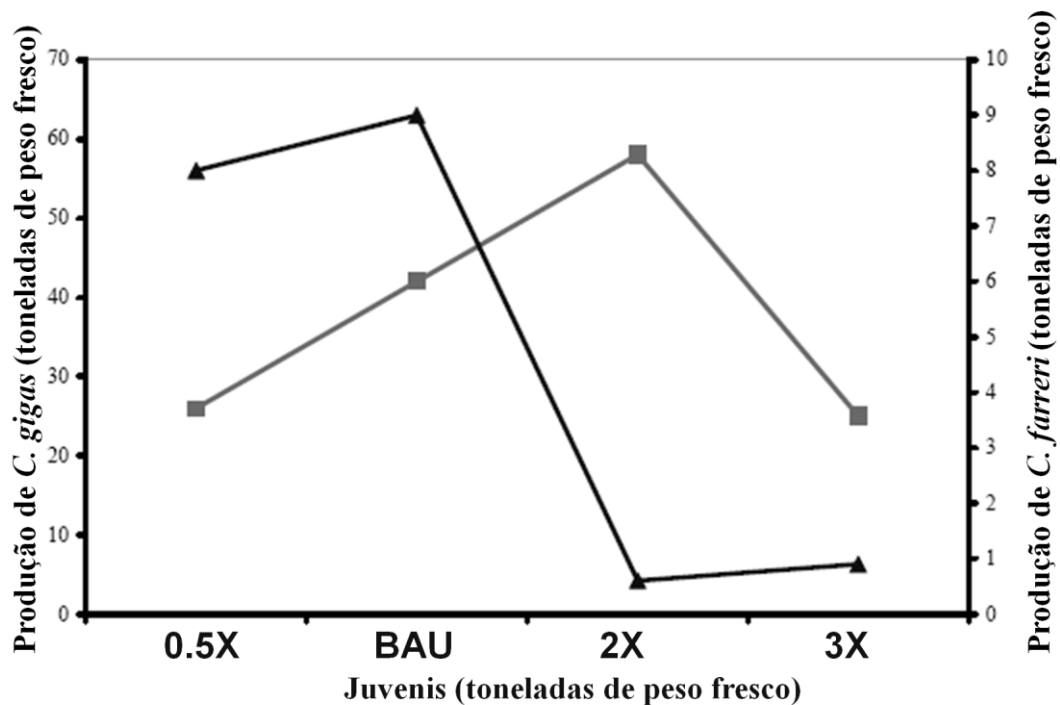


Figura 7 - Produção de *C. gigas* (quadrados) e *C. farreri* (triângulos) em função do investimento em juvenis (BAU – “Business as usual”). Em função dos resultados parece haver margem para aumentar a produção de ostras mas relativamente ao *C. farreri*, a CC do ecossistema parece já ter sido atingida (adaptado de Duarte et al. (2003)) (ver texto).

Nos parágrafos seguintes serão empregues os termos **escala espacial**, representada por  $\Delta X$ , e **escala temporal**, representada por  $\Delta t$ , para designar uma dimensão espacial e uma dimensão temporal características, respectivamente. A primeira corresponde à resolução espacial do modelo e a segunda à resolução temporal. Considerando que nestes modelos a realidade é discretizada em figuras geométricas, como os quadrados da grelha parcialmente representada na Figura 6,  $\Delta X$  corresponde ao lado de cada um dos quadrados da grelha. Por outro lado,  $\Delta t$  corresponde ao passo de cálculo do modelo. Um dos pressupostos associados à representação da realidade usando uma grelha é de que as propriedades físicas, químicas e biológicas dentro de cada quadrado são homogêneas. Este pressuposto será tanto mais válido quanto menor for  $\Delta X$ . Conforme será explicado em baixo, há uma relação entre  $\Delta X$  e  $\Delta t$ .

Uma forma de estimar a escala espacial apropriada para calcular a CC para a produção com recurso a modelos matemáticos, é comparar o TF com o TP, desde uma escala semelhante à dimensão do sistema em estudo até a uma escala igual ou inferior à das unidades de cultivo (Duarte et al., 2005). Quanto maior a escala escolhida, mais provável é que o TP seja menor do que o TF, devido à “diluição” das densidades de biomassa dos bivalves, quando as mesmas são integradas para áreas grandes, que incluem zonas de cultivo e zonas sem cultivo. Neste caso, será de esperar que o modelo estime a CC por excesso, ao subestimar a depleção local de

alimento. Quando a escala espacial é comparável à de uma unidade de cultivo, a densidade dos bivalves dentro das células do modelo é semelhante à densidade “real”. Nesta situação, é provável que o TP seja maior de que o TF. Se tal acontecer, os bivalves removem o alimento mais rapidamente do que o mesmo é produzido, passando a depender sobretudo do alimento “importado”.

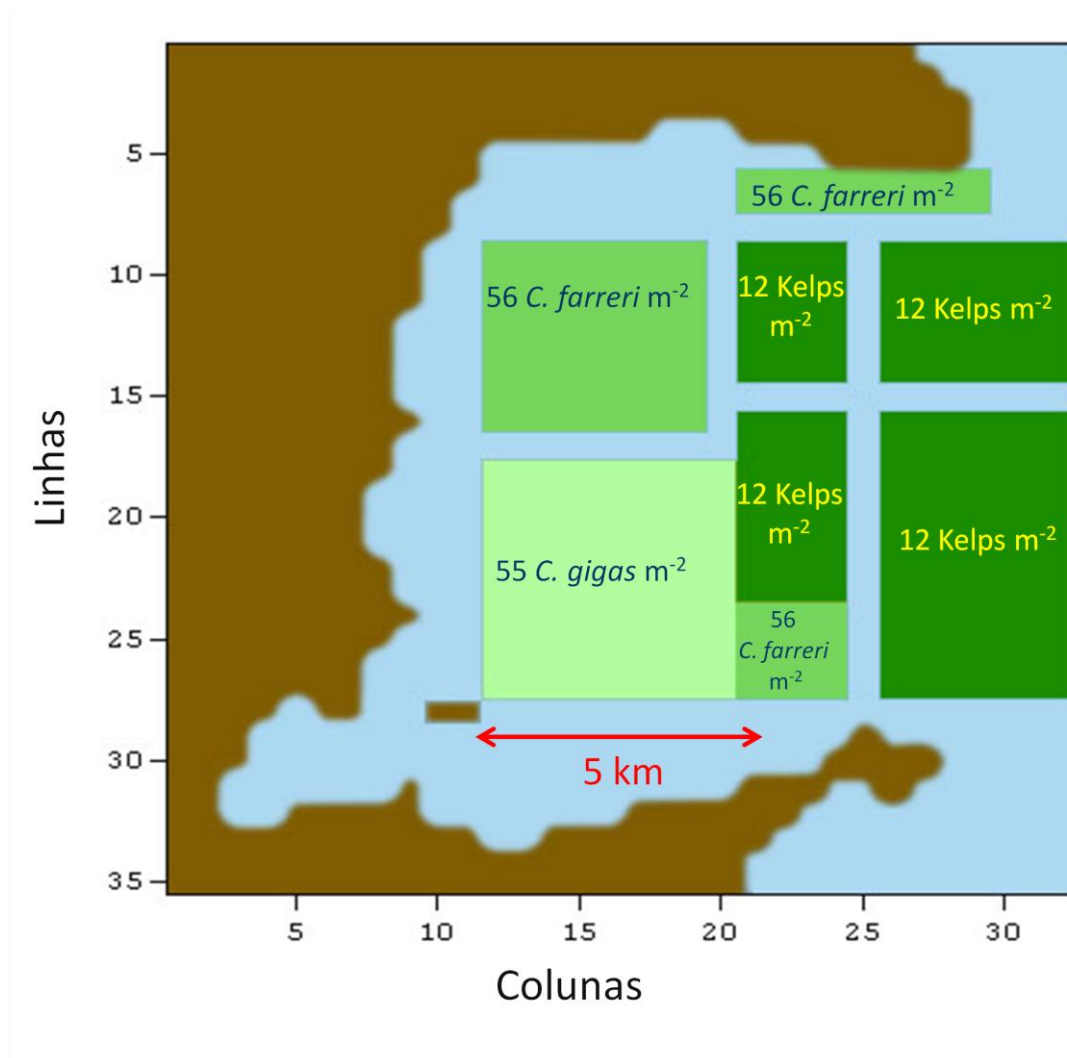


Figura 8 – Distribuição das zonas de cultivo em 1999-2000 na baía de Sungo (ver texto). As colunas e as linhas indicam as coordenadas na malha do modelo.

Em princípio, qualquer valor de  $\Delta X$  que garanta uma densidade de bivalves nas células do modelo semelhante à real é adequado para estimar a CC para a produção. No entanto, convém observar mais uma condição: que o TR dentro das células do modelo seja inferior ao TF. Deste modo, o processo de filtração da água pelos bivalves altera pouco a concentração de alimento ao longo de  $\Delta X$ , em consonância com o pressuposto de homogeneidade das propriedades físicas, químicas e biológicas (ver acima). O TR pode ser estimado a partir de  $\Delta X/v$ , onde  $v$  é a velocidade média da corrente. Se não houver nenhum valor de  $\Delta X$  que torne TR menor que TF, os bivalves estarão limitados por alimento. Importa salientar que no caso de haver um  $\Delta X$  que assegure que  $TR < TF$ , tal não implica que a CC não tenha sido excedida, pois

o alimento da água é removido ao longo de toda a zona de cultivo. Assim, o facto de a água ser substituída rapidamente à escala  $\Delta X$  não implica que tenha uma concentração elevada de alimento.

Na Figura 9 apresentam-se estimativas de TR, TP e TF, em função da escala espacial, para a baía de Sungo, de modo a ilustrar melhor os conceitos anteriores. Conforme se pode verificar, para escalas inferiores a cerca de 3500 m, o TP > TF e o TR < TF. Os bivalves estão concentrados nas unidades de cultivo e filtram água a um ritmo superior à renovação do alimento através da produção fitoplanctónica. Por outro lado, a água é renovada pela advecção mais rapidamente do que é filtrada. Assim, se as células do modelo tiverem uma dimensão inferior a 3500 m, será provável que o efeito de diluição acima referido, que pode levar a uma estimativa por excesso da CC, não se verifique. Importa salientar que as unidades de cultivo incluídas na Figura 8 têm uma dimensão característica comparável ao valor acima apresentado.

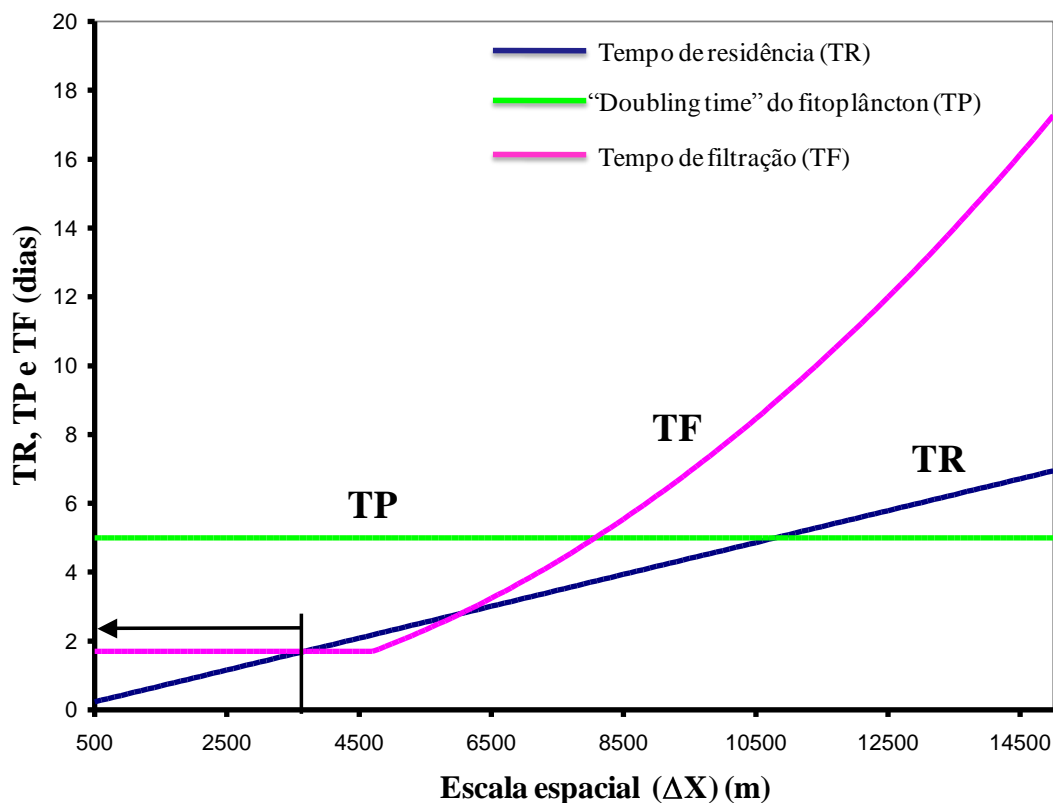


Figura 9 - Estimativas de TR, TP e TF em função da escala espacial, para a baía de Sungo (adaptado de Duarte et al. (2005)). A linha preta vertical indica o limite superior das escalas espaciais (cerca de 3500 m) adequadas para a estimativa da CC (ver texto).

Depois de avaliar e escolher uma escala espacial adequada, a escala temporal pode ser definida a partir de uma condição semelhante à condição de Courant, de modo a evitar que toda a água nas células do modelo seja filtrada num passo de cálculo:

$$\frac{CR \cdot Phyt \cdot \Delta t}{Phyt \cdot V} \ll 1 \Leftrightarrow \frac{CR \cdot \Delta t}{V} \ll 1$$

Onde,

Phyt = biomassa do fitoplâncton ( $\text{mg m}^{-3}$ ) e  $V$  = volume da célula ( $\text{m}^3$ ).

Assumindo que as considerações acima descritas estão correctas, é razoável colocar a hipótese de que as previsões de produção apresentadas na Figura 7 sejam afectadas pela resolução espacial com que os sistemas de cultivo da Figura 8 são representados no modelo, tendendo a aumentar com a diminuição da resolução. Baltazar et al. (2007) testaram empiricamente esta hipótese com o modelo descrito em Duarte et al. (2003). O teste foi baseado na realização e comparação dos resultados de diversas simulações em que a densidade média dos bivalves foi integrada para áreas de 500X500 m (resolução de referência semelhante à usada por Duarte et al. (2003)), 1000X1000 m, 1500X1500 m e toda a área da baía. Fizeram-se diversos conjuntos de simulações em que se variou o número total de bivalves na baía (0.5X, 2X e 3X) relativamente aos valores de referência (ver Duarte et al. (2003)). No entanto, em cada conjunto, este número foi igual para todas as simulações, mudando somente a densidade nas zonas de cultivo (maior quando a resolução é maior).

Os resultados obtidos levaram à confirmação parcial da referida hipótese. A estimativa por excesso da CC fez-se notar sobretudo sob abundâncias elevadas (2 a 3X os valores normais), quando a limitação por alimento adquire maior importância. A sobrestima não tem sempre uma relação monótona com a redução na resolução espacial, excepto sob 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, enviesando a comparação entre simulações. Em qualquer caso, 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.

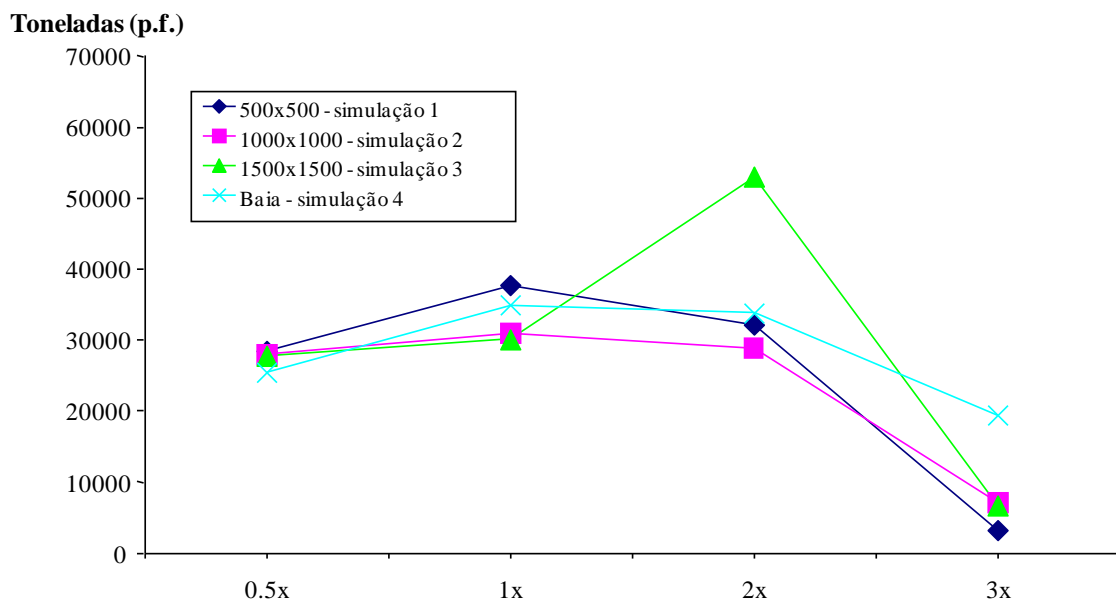


Figura 10 - Produção das ostras previstas pelo modelo em função do número de bivalves cultivados relativamente à situação de referência (500X500 m) e para cada um dos conjuntos de simulações realizadas (ver texto).

Muito do que aqui foi apresentado pode aplicar-se a outros sistemas de cultivo. Um dos factores limitantes é o tempo de cálculo dos modelos acoplados que pode ser proibitivo, em função do passo de cálculo necessário para garantir a estabilidade numérica dos cálculos hidrodinâmicos que tende a ser mais pequeno do que a escala temporal acima descrita.

Importa salientar que os modelos acoplados físicos-biogeoquímicos têm sido aplicados noutros estudos de CC. Por exemplo, Skogen et al. (2009) usaram um modelo tridimensional deste tipo para investigar os efeitos das pisciculturas de um fiorde da Noruega na eutrofização, a fim de determinar a CCA do fiorde. Os autores determinaram os níveis de cultivo que levam a variações nas concentrações de nutrientes, clorofila e oxigénio dissolvido superiores a limites definidos em função de objectivos de qualidade ecológica pré-estabelecidos.

#### **4. Ferramentas de Apoio à Decisão que integram o conceito de Capacidade de Carga**

No âmbito da GIZC e, considerando os usos múltiplos que caracterizam os ecossistemas costeiros, torna-se necessário recorrer ao conceito integrado de CC, englobando os tipos e categorias descritos anteriormente (cf. – 1 e 2) (Yu & Bermas, 2003). A implementação de modelos de gestão que permitam considerar todos os aspectos acima referidos é um problema complexo, implicando a utilização integrada de diversas “ferramentas” – bases de dados, sistemas de informação geográfica (SIG), modelos de bacias hidrográficas, modelos ecológicos das zonas costeiras, análises sócio-económicas e sistemas de apoio à decisão (SAD) (Duarte et al., 2007). O projecto europeu DITTY (<http://www.dittyproject.org/>) teve como objectivo o desenvolvimento e implementação destas ferramentas a um conjunto de sistemas lagunares do Sul da Europa.

A abordagem geral seguida no DITTY considera a importância de integrar os fenómenos que ocorrem nas bacias hidrográficas com os das zonas costeiras adjacentes (Figura 11), em linha com a Directiva Quadro da Água (EU, 2000b). Para tal recorre à utilização de modelos hidrológicos de bacia, tais como o SWAT (“Soil Water Assessment Tool”), com o objectivo de prever os caudais e qualidade da água afluentes às zonas costeiras em função de diversas estratégias de gestão das bacias hidrográficas. Os resultados obtidos pelos modelos de bacia servem, assim, para forçar modelos das zonas costeiras, que englobam os processos hidrodinâmicos de transporte e os processos biogeoquímicos. Estes modelos permitem analisar as implicações de diversos cenários de gestão das zonas costeiras relativamente à sua produtividade e ao seu estado ecológico. Os resultados da análise dos referidos cenários e as suas implicações sócio-económicas são considerados na tomada de decisão com o auxílio de SAD’s. Os SIG’s têm um papel central em todo este processo pois servem de repositório e de ferramenta de análise de toda a informação georeferenciada utilizada e produzida pelos modelos. Um dos ecossistemas costeiros incluído no projecto DITTY foi a Ria Formosa no Algarve (Sul de Portugal) (Figura 12).

A Ria Formosa é um sistema lagunar de canais e sapais separado do oceano por um conjunto de ilhas-barreira arenosas que se estende ao longo de 50 km do litoral Algarvio, ocupando uma área de cerca de 10.500 ha. É um ecossistema de grande importância, pois serve de local de reprodução e desenvolvimento de um grande número de espécies marinhas. As suas zonas

pouco profundas de espraiado de maré servem de áreas de cultivo de bivalves e piscicultura, apresentando uma actividade turística muito grande. Cerca de 5000 famílias dependem da produção de amêijoas, uma das principais actividades económicas na Ria Formosa. As cidades de Faro, Olhão e Tavira situam-se nas suas margens e, durante o Verão, a população local (aproximadamente 125.000 habitantes) aumenta cerca de três vezes.

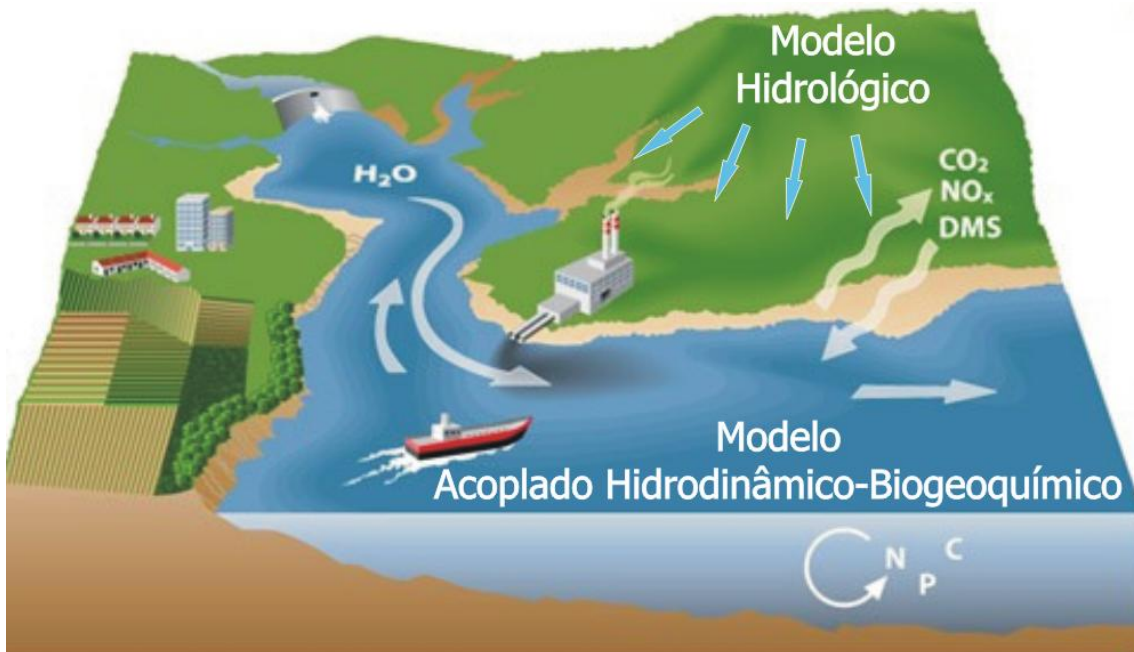


Figura 11 – Integração de modelos hidrológicos com modelos da zona costeira (adaptado de <http://www.dittyproject.org/index.asp>).

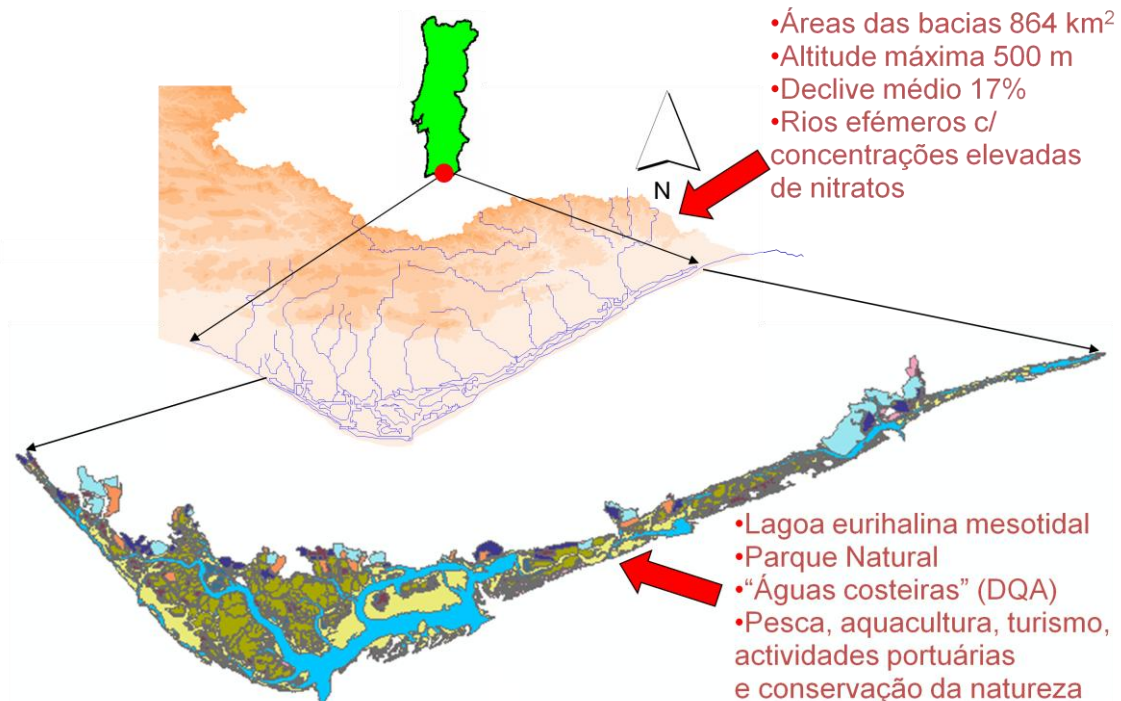


Figura 12 – Localização geográfica da Ria Formosa e respectivas bacias hidrográficas. A figura inclui ainda algumas características importantes das bacias e da ria. O comprimento e a largura da Ria são de, aproximadamente, 50 km e 2 km, respectivamente.

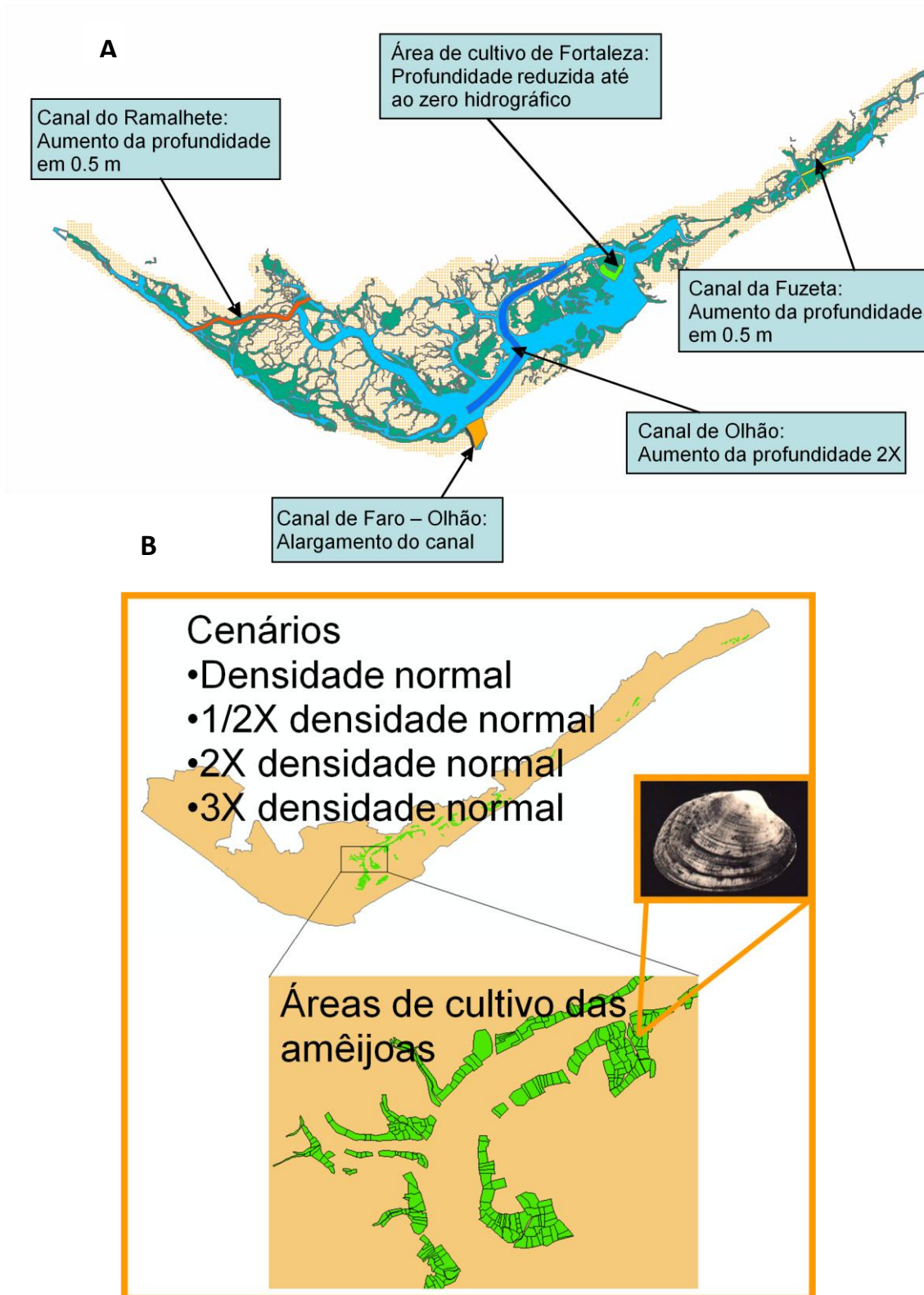


Figura 13 – Alguns dos cenários analisados. A – Cenários relativos a alterações na batimetria resultantes de eventuais operações de dragagem dos canais. B – Cenários relativos a alterações na densidade de amêijoas (*Ruditapes decussatus*) produzidas nas zonas concessionadas para o efeito.

Nos parágrafos que se seguem serão apresentados alguns detalhes das ferramentas desenvolvidas ao longo do projecto e da sua utilização para analisar diversos cenários de gestão, definidos por técnicos do Parque Natural da Ria Formosa envolvidos no projecto. Os cenários referidos incluíam diversas opções a nível da realização de dragagens em vários canais da Ria e a nível da produção de bivalves, com alterações nas densidades cultivadas (Figura 13).

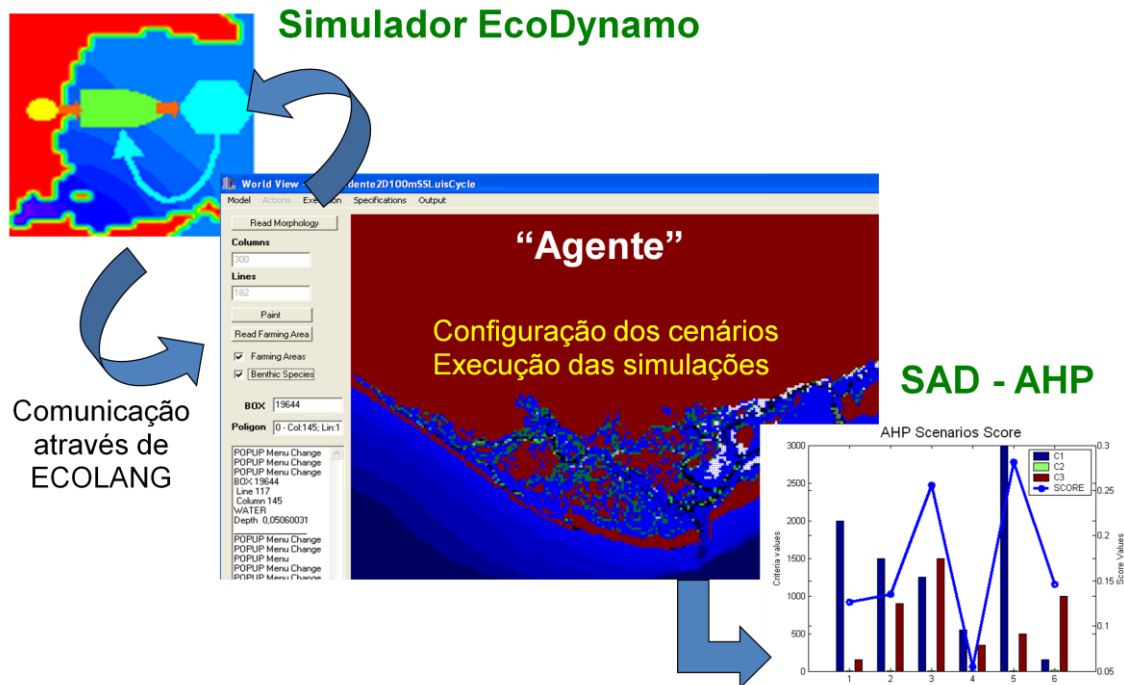


Figura 14 – Diagrama geral da metodologia utilizada para analisar e comparar diversos cenários de gestão da Ria Formosa. O simulador EcoDynamo é o software com o qual se implementou o modelo ecológico da Ria Formosa e que permite simular diversos cenários de gestão. O “Agente” é o software que permite controlar as condições das simulações e integrar os resultados das mesmas. O SAD utiliza os resultados de diversas simulações/cenários armazenados no “Agente” para calcular uma pontuação para cada cenário, de acordo com critérios definidos através do “Agente”. A comunicação entre o simulador e o “Agente” é feita através de uma linguagem especialmente criada para o efeito – o ECOLANG (Pereira et al., 2005) (ver texto).

Para mais detalhes sobre todo o trabalho desenvolvido, ver Duarte et al. (2007, 2008) e Pereira et al. (2004, 2005 e 2006). A abordagem geral seguida foi: (i) simular os cenários; (ii) armazenar os resultados obtidos nas diferentes simulações; (iii) avaliar comparativamente os cenários (Figura 13). As simulações foram realizadas com o EcoDynamo. O EcoDynamo é um software de simulação que permite implementar modelos físicos e biogeoquímicos acoplados (Pereira et al., 2006). Antes da análise dos cenários, procedeu-se à calibração e validação do modelo com dados experimentais. O software “Agente” permite configurar o EcoDynamo para os diferentes cenários, armazenar os resultados das simulações, configurar e utilizar um SAD.

O SAD é baseado no “Analytic Hierarchical Process (AHP)” (Saaty 1980). Para a sua utilização é necessário considerar diversos indicadores e respectivos pesos. No caso concreto consideraram-se três indicadores: concentração de amónia, concentração de clorofila (uma medida da concentração de fitoplâncton) e produção de amêijoas. O primeiro foi usado como

um indicador de qualidade da água, ou seja, se um cenário leva ao aumento da concentração de amónia isso é considerado uma pioria na qualidade da água. O segundo foi utilizado como um indicador de sustentabilidade ecológica. Por exemplo, uma redução da concentração média de fitoplâncton, como resultado da actividade de filtração de um maior número de amêijoas, reduz a disponibilidade de alimento para o zooplâncton e a sustentabilidade ecológica do ecossistema. O terceiro é considerado um indicador económico. Importa salientar que o uso das variáveis referidas como indicadores é naturalmente discutível, mas serviu como uma primeira aproximação para testar todo o sistema descrito. Podem ser construídos indicadores mais fiáveis conjugando diversas variáveis. Os pesos atribuídos aos diferentes indicadores são função da importância relativa de cada um e são o elemento de maior subjectividade em todo o processo descrito (Figura 15). No âmbito da GIZC, estes pesos podem ser decididos através de consultas a especialistas e aos “stakeholders” envolvidos no processo. No exemplo que aqui se apresenta, consideraram-se as três opções descritas na Figura 15, atribuindo importância igual a todos os indicadores (A1), maior importância ao indicador relacionado com a qualidade da água (A2) ou ao indicador relacionado com a produção de amêijoas (A3).

$$A_1 = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 \end{bmatrix} \quad A_2 = \begin{bmatrix} 1 & 2 & 3 \\ 1/2 & 1 & 2 \\ 1/3 & 1/2 & 1 \end{bmatrix} \quad A_3 = \begin{bmatrix} 1 & 1/2 & 1/3 \\ 2 & 1 & 1/2 \\ 3 & 2 & 1 \end{bmatrix}$$

Figura 15 – Três opções diferentes no respeitante à importância relativa dos três indicadores: Concentração de amónia (1ª Linha e 1ª Coluna das matrizes), concentração de clorofila (2ª Linha e 2ª Coluna das matrizes) e produção de amêijoas (3ª Linha e 3ª Coluna das matrizes). A primeira matriz, a partir da esquerda, implica uma importância igual para todos os indicadores. A segunda implica que o indicador “amónia” é o mais importante (2X mais importante do que o indicador “clorofila” e 3X mais importante do que o indicador “produção”). Na terceira matriz assume-se como mais importante o indicador “produção”.

Na Tabela 2 apresentam-se os valores médios dos três indicadores para três simulações em que se consideraram três cenários de produção de amêijoas: O cenário padrão, um cenário em que a densidade de amêijoas nas zonas de cultivo (Figura 13) foi aumentada para o dobro e um cenário em que a referida densidade foi aumentada para o triplo. Conforme se pode verificar, o aumento da densidade das amêijoas leva a: (i) uma pioria da qualidade da água, pois a concentração de amónia aumenta; (ii) uma diminuição da concentração de clorofila/fitoplâncton e; (iii) um aumento da produção de amêijoas. A Tabela 3 apresenta os resultados finais do AHP, considerando as três opções de importância relativa descritas acima (A1, A2 e A3) (Figura 15). Assim, as pontuações mais elevadas foram obtidas para o cenário padrão, excepto quando se considera que o indicador económico é o mais importante. Em função destes resultados, numa situação de decisão real, manter o cenário padrão seria o mais aconselhado, a não ser que os critérios económicos fossem considerados os mais importantes.

Importa salientar que os resultados apresentados são meramente demonstrativos. Na verdade, a classificação dos cenários a nível da qualidade da água pode e deve ser baseada em mais variáveis, através de índices de qualidade. Estas variáveis podem incluir a amónia, o nitrato, o fosfato, a concentração de oxigénio dissolvido, etc. Por exemplo, a classificação do IFREMER (Austoni *et al.*, 2004) pode ser um ponto de partida para ecossistemas costeiros. Por

analogia, a sustentabilidade ecológica e os aspectos económicos podem também ser baseados em diversas variáveis.

Tabela 2 – Valores médios das três variáveis/indicadores para três dos cenários simulados em que se variou a densidade das amêijoas nas zonas de cultivo (ver texto).

	Amónia ( $\mu\text{M}$ )	Fitoplâncton ( $\mu\text{g Clorofila L}^{-1}$ )	Produção de amêijoas ( $\text{kg p.s. m}^{-2}$ )
Densidade normal	11.4	0.33	1.4
2X Densidade normal	17.7	0.29	2.2
3X Densidade normal	24.7	0.27	3.0

Tabela 3 – Pontuação dos três cenários em função das três opções de importância relativa dos indicadores. Os valores mais elevados (a vermelho) foram obtidos sob uma densidade normal de bivalves, excepto quando se considera o indicador económico “produção” o mais importante de todos (ver Figura 15 e texto).

	A1	A2	A3
Densidade normal	0.523	0.642	0.380
2X Densidade normal	0.194	0.186	0.204
3X Densidade normal	0.282	0.172	0.416

Nesta fase, importa analisar a relação da abordagem seguida no projecto DITTY com a CC. Na verdade, esta noção é reflectida pelos indicadores. Quanto menor for a pontuação de um indicador, mais próximo estará o mesmo de ter excedido a CC do meio. A questão fulcral é reflectir nos valores dos indicadores os diferentes tipos/categorias de CC ou o seu efeito na mesma.

A evolução da metodologia descrita nos parágrafos anteriores está a ser no sentido de utilizar o software “Agente” para gerir as simulações dos cenários de modo a procurar cenários “melhores”. Ou seja, tornar as simulações “inteligentes” no sentido em que o “Agente” possa “aprender” ao longo da realização de um grande número de simulações qual o sentido a dar aos sucessivos cenários, de modo a maximizar a pontuação final dos mesmos. Este tipo de metodologia é muito pesado computacionalmente, pois exige a realização de centenas ou milhares de simulações, de modo que importa que possa a mesma funcionar em rede, com recurso a um número grande de computadores. O processo de aprendizagem é baseado em Agentes Inteligentes e em algoritmos heurísticos (Cruz et al., 2007; Pereira et al., 2009).

## 5. Considerações finais

Em função de tudo o que foi apresentado ao longo deste trabalho, importa salientar os seguintes aspectos:

- (i) Quando se define e quantifica a CCA importa ter em conta a taxa de renovação dos recursos que a limitam e não o “capital” natural acumulado, se o objectivo for a sustentabilidade;
- (ii) A categoria/tipo de CC que apresentar o valor mais baixo deve ser utilizada para limitar o nível da(s) actividade(s) considerada(s);
- (iii) As estimativas de CC para a produção dependem da localização dos organismos cultivados. Deste modo, importa que os modelos de CC representem adequadamente a distribuição espacial das zonas de cultivo e para tal é necessário que a sua resolução seja igual ou superior à da área característica dessas zonas. O mesmo princípio se aplica à CC ecológica, quando a preocupação não é a maximização da produção mas a prevenção de impactes ambientais significativos.

Os métodos apresentados para a quantificação da CC baseados em modelos, podem ser úteis para obter estimativas no processo de planeamento de diversas opções de gestão, mas não devem dispensar a monitorização. Um dos problemas recorrentes com os projectos de desenvolvimento de modelos de ecossistemas é que, após a sua conclusão, raramente há a possibilidade de manter sinergias entre as equipas envolvidas na obtenção de dados e no trabalho experimental, que fornece informações base para a implementação, calibração e validação dos modelos, e as equipas que os implementam. Assim, é por vezes difícil avaliar a utilidade dos modelos. Esta avaliação poderia passar por implementar de forma conservativa as recomendações resultantes do trabalho de modelação e comparar os resultados obtidos com as previsões dos modelos. Esta dialéctica entre o processo de modelação e o trabalho experimental permitiria uma melhoria contínua dos modelos desenvolvidos e um aumento da sua utilidade.

## 6. Bibliografia

1. Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Ginzburg, L.R., 2002. Applied Population Ecology. Principles and computer exercises with RAMAS Ecolab. Web School of Science.
2. Austoni, M., Viaroli, P., Giodani, G., Zaldival, J.M., 2004. Intercomparison among the test sites of the DITTY project using the IFREMER classification scheme for coastal lagoons. Institute for Environment and Sustainability, Island and Waters Unit. Available at <http://www.dittyproject.org/Reports.asp>.
3. Bacher, C. 1989. Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : couplage d'un modèle de transport particulaire et d'un modèle de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*. *Aquat. Living Resour.* 2: 199 - 214.
4. Bacher, C., Duarte, P., Ferreira, J.G., Héral, M., Raillard, O., 1998. Assessment and comparison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlingford Lough (Ireland) carrying capacity with ecosystem models. *Aquatic Ecology* 31: 379 - 394.
5. Bacher, C., Grant, J., Hawkins, A.J.S., Fang, J., Zhu, M., Besnard, M., 2003. Modelling the effect of food depletion on scallop growth in Sungo Bay (China). *Aquat. Liv. Resour.* 16: 10–24.
6. Baltazar, J., Lamas, J., Vale, N., Bandeira, R., Duarte, P., 2007. Avaliação da capacidade de carga para o cultivo de bivalves filtradores. *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa* 4: 144-155.
7. Bird, S., Hall, R., 1988. Coupling hydrodynamics to a multiple box water quality model. Tech. Rep. EL-88-7, Waterways Experiment Station, Corps of Engineers, Vicksburg, MS.
8. Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., 2005. Functional changes in benthic freshwater communities after *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion and consequences for filtration, p. 263 - 276. In R. Dame & S. Olenin (eds.) *The comparative role of suspension-feeders in ecosystems*. NATO Science Series, vol. 47.
9. Carver, C.E.A., Mallet, A.L., 1990. Estimating carrying capacity of a coastal inlet for mussel culture. *Aquaculture* 88: 39 - 53.
10. Cruz, F., Pereira, A., Valente, P., Duarte, P., Reis, L.P., 2007. Intelligent Farmer Agent for Multi-agent - Ecological Simulations Optimization, p. 593 – 604. In: J. Neves, M. Santos & J. Machado (eds.) *EPIA 2007*, LNAI 4874.
11. Dahlbäck, B., Låh, G., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology* 63: 269 - 275.
12. Dame, R.F., Prins, T.C., 1998. Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquatic Ecology* 31: 409 – 421.
13. Dowd, M. 1997. On predicting the growth of cultured bivalves. *Ecological Modelling* 104: 113 - 131.
14. Duarte, P., 2003. A review of current methods in the estimation of environmental carrying capacity for bivalve culture in Europe, p. 37 - 51. In: Huming Yu & Nancy Bermas (eds.), *Determining environmental carrying capacity of coastal and marine areas: progress, constraints and future options*. PEMSEA Workshop Proceedings No. 11, 156 p.
15. Duarte, P., Meneses, R., Hawkins, A.J.S., Zhu, M., Fang, J., Grant, J., 2003. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal water. *Ecological Modelling* 168: 109 - 143.
16. Duarte, P., Hawkins, A.J.S., Pereira, A., 2005. How does estimation of environmental carrying capacity for bivalve culture depend upon spatial and temporal scales?, p. 121 - 136. In R. Dame & S. Olenin (eds.) *The comparative role of suspension-feeders in ecosystems*. NATO Science Series, vol. 47.

17. Duarte, P., Azevedo, B., Ribeiro, C., Pereira, A., Falcão, M., Serpa, D., Bandeira, R., Reia, J., 2007. Management oriented mathematical modelling of Ria Formosa (South Portugal). *Transition Water Monographs* 1: 13 - 51.
18. Duarte, P., Guerreiro, M.J., Reia, J., Cancela da Fonseca, L., Pereira, A., Azevedo, Falcão, M., Serpa, D., 2007. Gestão de zonas costeiras: aplicação à Ria Formosa (Sul de Portugal). *Ciência Agronômica*, 38: 118 - 128.
19. Duarte, P., Azevedo, B., Guerreiro, M., Ribeiro, C., Bandeira, R., Pereira, A., Falcão, M., Serpa, D., Reia, J., 2008. Biogeochemical Modelling of Ria Formosa (South Portugal). *Hydrobiology* 611: 115 - 132.
20. Duarte, P., Labarta, U., Fernández-Reiriz, M.J., 2008. Modelling local food depletion effects in mussel rafts of Galician Rias. *Aquaculture* 274: 300 – 312.
21. Ervik, A., Hansen, P.K., Aure, J., Stigebrandt, J., Johannessen, P., Jahnsen, T., 1997. Regulating the local environmental impact of extensive marine fish farming: I. The concept of MOM (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 158: 85 – 94.
22. Ferreira, J.G., Duarte, P., Ball, B., 1998. Trophic capacity of Carlingford Lough for aquaculture - analysis by ecological modelling. *Aquatic Ecology*, 31: 361 – 379.
23. Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Bricker, S.B., 2007. Management of productivity, environmental effects and profitability of shellfish culture – the Farm Aquaculture Resource Management (FARM) model. *Aquaculture* 264: 160 - 174.
24. Grant, J., Bacher, C., 2001. A numerical model of flow modification induced by suspended aquaculture in a Chinese Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1 – 9.
25. Grant, J., Curran, K.J., Guyondet, T.L., Tita, G., Bacher, C., Koutitonski, V., Dowd, M., 2007. A box model of carrying capacity for suspended mussel aquaculture in Lagune de la Garnde-Entrée, Iles-de-la-Madeleine, Québec. *Ecological Modelling* 200: 193 - 206.
26. Héral, M., 1992. Why carrying capacity models are useful tools for management of bivalve molluscs culture, p. 455-477. In R. Dame (ed.) *Bivalve filter-feeders in estuarine and coastal ecosystems*. NATO ASI Series.
27. Herman, M.J., 1992. A set of models to investigate the role of benthic suspension feeders in estuarine ecosystems, p. 421-454. In Dame (ed.) *Bivalve filter-feeders in estuarine and coastal ecosystems*. NATO ASI Series.
28. Honey, M., 1999. *Ecotourism and sustainable development*. Island Press, 405p.
29. Inglis, G.J., Hayden, B.J., Ross, A.H., 2000. An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture. NIWA, Christchurch. Client Report CHCOO/69, 31 pp.
30. Jørgensen, S.E., Bendricchio, G., 2001. *Fundamentals of ecological modelling*. Elsevier Science.
31. Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Padilla, D.K., 2005. Contrasting distribution and impacts of two freshwater exotic suspension feeders, *Dreissena polymorpha* and *Corbicula fluminea*, p. 239-262. In R. Dame & S. Olenin (eds.) *The comparative role of suspension-feeders in ecosystems*. NATO Science Series, vol. 47.
32. Knauss, J.A., 1997. *Introduction to physical oceanography*. Prentice-Hall.
33. Krebs, C.J., 2000. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings, 5th ed.
34. Maxwell, J., Costanza, R., 1989. An ecological economics for ecological engineering, p. 57 - 79. In: J. W. Mitsch & S. E. Jørgensen (eds.) *Ecological Engineering, An Introduction to Ecotechnology*. John Wiley & Sons, 463p.
35. Meadows, D., Randers, J., Meadows, D., 2004. *Limits to growth. The 30-Year update*. Chelsea Green Publishing Company.
36. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR), 2007. GIZC Bases para a Estratégia da Gestão Integrada da Zona

- Costeira Nacional. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
37. Pearce D.C., 1989: *Tourist Development*. Essex: Longman Scientific and Technical Publishers.
  38. Pereira, A., Duarte, P., Reis, L.P., 2004. Agent-based simulation of ecological models, p. 135 - 140. In: H. Coelho & B. Espinasse (eds.) *Proceedings 5th Workshop on Agent-based Simulation*.
  39. Pereira, A., Duarte, P., Reis, L.P., 2005. ECOLANG – A communication language for simulations of complex ecological systems, p. 493 - 500. In: I. Merkurjev, R. Zobel & E. Kerckhoffs (eds.) *Proceedings of the 19th European Conference on Modelling and Simulation*.
  40. Pereira, A., Duarte, A., Norro, A., 2006. Different modelling tools of aquatic ecosystems: A proposal for a unified approach. *Ecological Informatics* 1: 407 - 421.
  41. Pereira, A., Reis, L.P., Duarte, P., 2009. EcoSimNet: a Framework for Ecological Simulations, p. 219 - 225. In: J. Otamendi, A. Bargiela, J.L. Montes & L.M.D. Pedrera (eds.), *Proceedings of the 23rd European Conference on Modelling and Simulation*, Madrid, Spain, June 2009. ISBN: 978-0-9553018-8-9 / ISBN: 978-0-9553018-9-6 (CD).
  42. Raillard, O., Ménesguen, A., 1994. An ecosystem model for the estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 117 – 130.
  43. Ruardij, P., Baretta, J., 1988. The construction of the transport submodel, p. 65-76. In: J. Baretta & P. Ruardij (eds) *Tidal flat estuaries. Simulation and analysis of the Ems estuary*. Springer-Verlag.
  44. Saaty, T.L., 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw- Hill, New York.
  45. Shin, P.K.S., Wu, R.S.S., 2003. Estimating carrying capacity for sustainable marine fish culture: A modelling approach, p. 85-97. In: Huming Yu & Nancy Bermas (eds.) *Determining environmental carrying capacity of coastal and marine areas: progress, constraints and future options*. PEMSEA Workshop Proceedings No. 11, 156 p.
  46. Skogen, M.D., Eknes, M., Asplin, L.C., Sandvik, A.D., 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298: 70 – 75.
  47. Smaal, A., Stralen, M., Schuiling, E., 2001. The interaction between shellfish culture and ecosystem processes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 991 – 1002.
  48. União Europeia (UE), 2000a. Recomendação do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de Maio de 2002, relativa à execução da gestão integrada da zona costeira na Europa. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L148: 24 – 27.
  49. União Europeia (UE), 2000b. Directiva 2000/60/EC do Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L327: 1 - 72.
  50. Van der Tol, M.W.M., 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). *Aquatic Ecology* 31: 395 - 408.
  51. Vreugdenhil, C.B. 1989. *Computational hydraulics, an introduction*. Springer-Verlag.
  52. Wearing, S., Neil, J., 1999. *Ecotourism: Impacts, potentials and possibilities*. Butterworth-Heinemann, 163 p.
  53. Yu, H., Bermas, N. (editores), 2003. *Determining environmental carrying capacity of coastal and marine areas: progress, constraints and future options*. PEMSEA Workshop Proceedings No. 11, 156 p.
  54. Zhang, J., Hansen, P.K., Fang, J., Wang, W., Jiang, Z., 2009. Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming – Application of the MOM system in the Sungo Bay, China. *Aquaculture* 287: 304 – 310.