

Maria Ana de Castelo Branco

ESTUDO DA PRODUÇÃO DE LINGUADO (*Solea senegalensis* KAUP, 1858) EM TANQUES DE TERRA

Trabalho apresentado ao IPIMAR no âmbito das Provas Públicas de acesso à Categoria de Investigador auxiliar da Carreira de Investigação Científica

Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas
IPIMAR – Departamento de Aquacultura

Lisboa, 2003

ÍNDICE

Agradecimentos.....	v
Resumo.....	vii
Summary	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.2. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS ESTUÁRIOS DO TEJO E SADO.....	5
1.3. BIOLOGIA DO LINGUADO, <i>S. senegalensis</i>	9
2. PRÉ-ENGORDA DE JUVENIS DE <i>S. senegalensis</i> EM CULTURA EXTENSIVA	11
2.1. INTRODUÇÃO	11
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.2.1. DESCRIÇÃO DOS ENSAIOS	12
2.2.2. DETERMINAÇÃO DA TAXA DE CRESCIMENTO	15
2.2.3. DETERMINAÇÃO DA EQUAÇÃO DE CRESCIMENTO	16
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
2.3.1. CONDIÇÕES AMBIENTAIS NOS TANQUES	24
2.3.2. TAXA DE CRESCIMENTO	25
2.3.3. EQUAÇÃO DE CRESCIMENTO	28
2.3.3.1. Análise preliminar dos dados	28
2.3.3.2. Modelo de crescimento	42
2.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES	49
3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS	51
3.1. INTRODUÇÃO	51
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	52
3.2.1. ANÁLISE AMBIENTAL	52
3.2.1.1. Caracterização do local	52
3.2.2. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS	54

3.2.2.1. Amostragem	54
3.2.2.2 Estimativa da biomassa	55
3.2.2.3 Análise de dados	57
3.2.2.3.1 Diversidade	57
3.2.2.3.2. Produção secundária	59
3.2.2.3.3. Análise da perturbação das comunidades bentónicas.....	59
3.2.3. ANÁLISE MULTIVARIADA	60
3.2.3.1. Características físico-químicas. Análise em componentes principais	61
3.2.3.2. Comunidades macrobentónicas. “Multidimensional scaling” e análise de correspondências	61
3.2.3.3. Relação entre comunidades macrobentónicas e variáveis ambientais. Análise canónica de correspondências	61
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
3.3.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	63
3.3.1.1. Temperatura	63
3.3.1.2. Salinidade	64
3.3.1.3. Oxigénio dissolvido	66
3.3.1.4. pH	67
3.3.1.5. Nutrientes	69
3.3.1.6. Sedimento	73
3.3.2. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS	76
3.3.2.1. Composição e distribuição das comunidades bentónicas	76
3.3.2.2. Evolução sazonal dos taxa mais abundantes da comunidade bentónica	82
3.3.2.3. Estimativa da biomassa	90
3.3.2.4. Variação sazonal da biomassa	96
3.3.2.5. Determinação da produção secundária	99
3.3.2.6. Determinação das alterações da estrutura da comunidade bentónica	103

3.3.3. ANÁLISE MULTIVARIADA	106
3.3.3.1. Características físico-químicas. Análise em componentes principais	106
3.3.3.2. Comunidades macrobentónicas. “Multidimensional scaling” e análise de correspondências.....	108
3.3.3.3. Relação entre comunidades macrobentónicas e variáveis ambientais.....	118
3.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES	125
4 .ENGORDA DE JUVENIS DE <i>S. senegalensis</i> EM TANQUES DE TERRA	127
4.1. INTRODUÇÃO	127
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	128
4.2.1. POVOAMENTO DOS TANQUES	128
4.2.1.1. Amostragem e análise da distribuição de comprimentos das populações introduzidas	129
4.2.2. AMOSTRAGENS INTERCALARES E AMOSTRAGEM FINAL	130
4.2.3. CÁLCULO DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO	130
4.2.3.1. Estimção das relações peso / comprimento e do factor de condição	130
4.2.3.2. Cálculo do peso médio individual	132
4.2.3.3. Determinação da taxa de crescimento	132
4.2.3.4. Cálculo da biomassa	134
4.2.3.5. Avaliação da sobrevivência e da taxa instantânea de mortalidade natural	134
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	136
4.3.1. AMOSTRAGEM DOS LOTES DE <i>S. senegalensis</i> : ANÁLISE DAS DISTRIBUIÇÕES DE COMPRIMENTOS	136
4.3.1.1. Povoamento em tanques	136
4.3.1.2. Amostragens intercalares e amostragem final	141
4.3.2. CALCULO DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO	150
4.3.2.1. Relação peso / comprimento e factor de condição	150
4.3.2.1.1. Juvenis do estuário do Sado ao início do ensaio	150

4.3.2.1.2. <i>S. senegalensis</i> do final do ensaio	151
4.3.2.1.3. Factor de condição	155
4.3.3.2.2. Peso médio individual	157
4.3.3.2.3. Taxa de crescimento	158
4.3.3.2.4. Biomassa	160
4.3.3.2.5. Sobrevivência e mortalidade	160
4.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES	162
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	165
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	169

AGRADECIMENTOS

A realização do presente trabalho contou com o apoio financeiro da CE/OID Península de Setúbal e do Propesca 1997 no âmbito do projecto « Piscicultura » e com a colaboração de várias pessoas às quais pretendo manifestar o meu agradecimento:

À Dra. Maria Alice Ramos por ter aceite a orientação deste trabalho.

À Professora Sofia Gamito por ter aceite a co-orientação desta dissertação e por todo o apoio prestado especialmente na elaboração do trabalho, no tratamento dos dados, na identificação do macrobentos, correcção e comentários ao manuscrito.

À Dra. Olga Moura, por ter aceite a co-orientação deste trabalho, pela sua valiosa ajuda no tratamento estatístico dos dados, discussão dos resultados, revisão crítica e comentários ao manuscrito e principalmente pela disponibilidade que sempre demonstrou.

Ao Dr. Francisco Ruano, Director do Departamento de Aquacultura, pela prontidão com que fez a apreciação do manuscrito.

Ao Dr. Jaime Menezes pelo apoio e incentivo concedido na primeira etapa deste trabalho.

Ao colega Pedro Pousão que sempre se disponibilizou a fornecer pós – larvas de linguado.

Ao António Ávila de Melo pela revisão do meu trabalho.

Ao Dr. Alberto Manuel Arias do Instituto de Ciências Marinas de Andalucia, Cádiz, pela colaboração prestada na fase preliminar deste trabalho especialmente nas técnicas de colheita da fauna bentónica.

Ao colega Ricardo Alpoim pelo desenvolvimento do algoritmo que permitiu a utilização da técnica “bootstrap”.

Às colegas M.^a José Gaudêncio e Míriam Guerra pelos conselhos relativos às técnicas de colheita de bentos e sedimento e pelo apoio laboratorial.

Ao José Alexandre, o apoio logístico e em particular, toda a ajuda no trabalho de campo, disponibilidade e pelo interesse que sempre demonstrou.

Aos piscicultores, Reinaldo Mendonça e Manuel Serra, pelo apoio e disponibilização dos tanques de piscicultura.

À colega Teresa Gama Pereira sempre disponível para colaborar e ajudar.

À colega Damásia Dias por todo o apoio que deu.

Ao António Laranjo, Rui Silva, Luís Belo, Leonor Cavalinhos, Graça Pita, M.^a Emília e Elisa Grilo pelo valioso apoio nos trabalhos de campo e laboratorial. Agradeço também à Olema Vaz, técnica administrativa do Departamento de Aquacultura, pela sua boa vontade e compreensão.

RESUMO

O desenvolvimento da produção do linguado à escala comercial tem uma grande importância em virtude do seu elevado valor económico e por poder vir a constituir uma alternativa à produção de outros peixes de água salgada como, por exemplo, a dourada e robalo. A espécie *Solea senegalensis* é abundante nos estuários do Tejo e do Sado e na costa algarvia, adaptando-se facilmente a ambientes de salinidade elevada e de forte evaporação, como os viveiros em antigas salinas. A reprodução e a produção de larvas desta espécie está dominada laboratorialmente, embora a fase da adaptação ao alimento inerte seja ainda um obstáculo ao seu desenvolvimento posterior.

O presente estudo pretende avaliar as condições para produção do linguado (*Solea senegalensis*) em tanques de terra, através do estudo do seu crescimento na fase de pré-engorda e na fase posterior de engorda, até o tamanho comercial ser atingido. Foi também objectivo deste trabalho a caracterização das populações de invertebrados bentónicos nos tanques de terra, não só porque o linguado é um peixe bentónico, como porque o estado destas comunidades reflecte as condições ambientais existentes nesses mesmos tanques.

A adaptação de juvenis recém metamorfoseados a tanques de terra durante a fase de pré-engorda foi avaliada através do cálculo da taxa de crescimento específico e da sobrevivência. O crescimento de juvenis de *S. Senegalensis* foi seguido durante seis meses em jaulas colocadas em tanques de terra de pisciculturas, nos estuários do Tejo e do Sado. Para este intervalo de tempo um modelo generalizado de crescimento foi ajustado aos dados observados de comprimento/idade. As taxas de crescimento nos vários ensaios foram elevadas, bem como as de sobrevivência, ainda que, para este último parâmetro, se tenha registado alguma variabilidade.

O estudo comparativo do crescimento de *S. senegalensis* durante a fase de engorda foi realizado em três tanques, com o objectivo de avaliar 1) o efeito da adição de alimento inerte suplementar 2) eventuais alterações no comportamento do linguado quando cultivado em associação com robalos (*Dicentrarchus labrax*).

Os taxa macrobentónicos dominantes nos tanques foram: *Hydrobia spp.*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Capitella spp.*, e *Nereis diversicolor*. Estas espécies são comuns a sistemas lagunares e típicas de condições ambientais de stress. O regime de renovação de água permitiu apenas uma fraca circulação, ficando os três tanques de terra sujeitos a variações ambientais amplas, principalmente de salinidade que se reflectiu nas

comunidades macrobentônicas. A análise multivariada efectuada com os dados do macrobentos dos três tanques identificou um gradiente relativamente ao aumento da intensificação do regime de cultura. Num extremo ficou o tanque onde se introduziu apenas o linguado e onde não foi fornecido qualquer tipo de alimento. No outro extremo ficou o tanque onde *S. senegalensis* esteve associado a *Dicentrarchus labrax* e onde foi fornecido alimento. A análise dos parâmetros relativos às comunidades bentônicas indicaram que o tanque onde houve associação com a espécie *D. labrax* apresentou características de um ambiente menos alterado e suportou densidades e biomassas mais elevadas bem como uma produção secundária superior.

Para a população de linguados de cada tanque foram obtidas distribuições de comprimentos ao início, durante e no final do período de crescimento. A relação comprimento / peso, factor de condição, e taxa de sobrevivência foram calculados para cada experiência. As taxas de crescimento estimadas para os três tanques de terra foram elevadas, mas associadas a sobrevivências relativamente baixas. A cultura dos linguados juntamente com robalos alimentados a dieta artificial, seguida da monocultura dos linguados com fornecimento de alimento inerte suplementar, foram as experiências que apresentaram melhores resultados. Os resultados obtidos sugerem que os robalos podem constituir uma boa espécie complementar na produção de linguados em tanques de terra, uma vez que a associação destas duas espécies não teve efeito negativo no crescimento e sobrevivência dos linguados.

ABSTRACT

The development of sole production at commercial scale has a great importance due to its high economic value and because it could become an alternative to the production of other marine fishes such as gilthead sea bream and sea bass. The species *Solea senegalensis* is abundant in the Tagus and Sado estuaries and along the coast of Algarve, adapting easily to high salinity and strong evaporation environments, like the water reservoirs of the salt works. The reproduction and larvae production of this species are technically dominated at laboratory, but weaning to artificial diet is still an obstacle to further development.

The aim of the present study is to evaluate the conditions for sole (*Solea senegalensis*) production in earth ponds, through the study of growth during the pre-fattening phase and subsequent period, till commercial size. The characterisation of the macrobenthonic invertebrate populations of the ponds is carried out as well, not only because *S. senegalensis* is a benthonic fish but also because the status of these communities reflect the environmental conditions in the ponds.

The adaptation of juveniles recently metamorphosed to the ponds during the pre-fattening phase was evaluated through the calculation of specific growth and survival rates. The growth of juveniles of *S. senegalensis* was followed during seven months, in ponds of fish farms located in the Sado and Tagus estuaries. For this time interval a generalised growth model was adjusted to the observed length/age data. The growth rates of the various experiments were high, as well as survival, but the second parameter with a high variability associated.

A comparative study of the growth of *S. senegalensis* during the fattening phase was carried out in three ponds, in order to assess 1) the effect of addition of supplemented inert food 2) changes on the behaviour of the *S. senegalensis* when associated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*).

The dominant *taxa* of macrofauna found in the ponds were: *Hydrobia* spp., *Microdeutopus gryllotalpa*, *Capitella* spp., *Nereis diversicolor*. These species are very similar to other coastal lagoons and are typical of stressful environments. The water renewal regime in the three ponds allowed only a weak circulation, so the environment condition was submitted to large variations, mainly of salinity, which were reflected in the benthic communities. The multivariate analysis of macrobenthos data recorded in each one

of the three sole production regimes identified a gradient of differentiation between the respective invertebrate communities, associated with the increasing intensification of the culture practices. In an extreme was the pond with sole production in a monoculture regime with no addition of inert food. In the other extreme was the pond where *S. senegalensis* was associated with *D. labrax*, produced with administration of inert food. The analysis of the invertebrate population parameters suggested that the seabass co-culture pond represented an environment less stressed and supporting a higher level of macrobenthos density and biomass as well as higher secondary production.

For the *S. senegalensis* population of each pond the length distributions at the beginning and during each experiment were obtained. The respective length weight relationship, condition factor and survival rate was calculated as well. The observed growth rates during the fattening phase were high, but survival rates were relatively low. The pond production of sole and sea bass fed by artificial diet, followed by the sole monoculture with a non-lived diet supplement, were the experiments with better results. The association of *S. senegalensis* with sea bass had no negative impact on sole growth and survival, indicating that this species may become a good alternative in pond sole production.

1. INTRODUÇÃO

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas duas décadas a aquacultura foi ocupando uma parte cada vez mais importante no suprimento das necessidades alimentares da população mundial devido ao estado de sobre-exploração da maior parte dos recursos pesqueiros tradicionais. A aquacultura é uma actividade muito diversificada, que abrange uma vasta gama de espécies, sistemas e práticas. A expansão económica do sector nos últimos vinte anos contribuiu para a criação de emprego, para uma utilização mais eficiente dos recursos locais e para o aumento de oportunidades de investimento no sector produtivo. Esta expansão reflectiu-se também num aumento da contribuição da aquacultura para o comércio regional e mundial.

A produção aquícola na Europa aumentou de 0,6 milhões de toneladas, em 1980, para 1,3 milhões de toneladas, em 2000. Embora este nível de produção represente globalmente apenas 3% da produção aquícola mundial, nele se incluem as maiores produções de espécies de alto valor comercial como é o caso da truta, do robalo, da dourada, do pregado e do mexilhão (CEC-COM(2002) 511 final). Em oposição ao sector de aquacultura, a produção total da pesca na Europa diminuiu ligeiramente de 12,6 milhões de toneladas em 1984, para 12,3 milhões de toneladas em 1995 e este declínio ter-se-à acentuado na segunda metade da década de noventa. Durante o mesmo período, 1984-1995, a contribuição da aquacultura para a produção europeia de pescado aumentou de 6,9% em 1984 para 10,3% em 1995 (Tacon, 1997).

Devido às suas características geográficas, o nosso País, que se encontra sob influência do Mar Mediterrânico e do Oceano Atlântico, apresenta boas condições para o desenvolvimento da actividade aquícola, nomeadamente através da cultura de novas espécies com interesse comercial. Portugal tem invernos amenos e verões quentes, marés com amplitudes moderadas e ao longo da sua costa zonas com boas condições de renovação de água e comunicação directa para o mar.

A aquacultura nacional baseia-se na cultura em águas continentais, fundamentalmente a cultura de salmonídeos e enguias, e na cultura em águas oceânicas, produzindo principalmente amêijoas, robalo, dourada, pregado e ostra.

A cultura em águas oceânicas distribui-se ao longo de toda a costa portuguesa, com especial incidência nos estuários dos rios Mondego, Sado, Tejo e Mira, na Ria de Aveiro e na costa algarvia. Os estuários e lagoas costeiras são considerados sistemas biologicamente muito produtivos. A qualidade ambiental destas áreas é considerada essencial para a pesca e aquacultura e a sua deterioração acarreta danos importantes para estas actividades. Em particular nos estuários do Sado e Tejo, desenvolvem-se actividades importantes no âmbito da exploração dos recursos vivos (produção de ostras em bancos naturais, piscicultura e pesca artesanal), a par da indústria e da agricultura. Esta múltipla utilização dos estuários tem levado a um aumento crescente de conflitos de interesses. A preservação destas zonas passa também pela valorização dos próprios estuários, nomeadamente através da optimização da sua produção aquícola.

A piscicultura marinha tradicional em Portugal realiza-se em tanques de terra (regime extensivo/semi-intensivo) e assenta na produção quase exclusiva de dourada e robalo, à semelhança dos restantes países do sul da Europa. Ainda subsiste no nosso País uma actividade aquícola artesanal de vários séculos, em regime de policultura extensiva, realizada nos tradicionais viveiros. Estes viveiros situam-se nos estuários ou rias e resultam do reaproveitamento de salinas abandonadas, ou de pequenas lagoas protegidas no litoral, onde as larvas e juvenis ou entram de modo natural ou através de um repovoamento dirigido a espécies de interesse comercial. Aí crescem recorrendo unicamente ao alimento existente no meio natural e à renovação de água assegurada pelas marés.

Na década de 1980 a piscicultura marinha em tanques de terra sofreu um forte impulso com os apoios comunitários a Portugal, tendo aumentado a sua produção ao longo da década de 90, com utilização de tecnologia moderna e melhoria dos sistemas de cultura. O IPIMAR tem apoiado este desenvolvimento, nomeadamente através de estudos para melhoramento da produção de espécies (Ramos *et al.*, 1989, Sobral *et al.*, 1991, Castelo Branco *et al.*, 1994, 1997, 1998a e b, Monteiro, 1996a, 1996b, Castelo Branco, 1998, Oliveira, 1998a, Oliveira, 1998b, Monteiro e Oliveira, 1994, 2000).

De forma a aumentar a competitividade e a rentabilidade da actividade aquícola, é essencial diversificar no curto prazo a oferta com novas espécies cuja produção possa ser alternativa ou complementar à aquacultura já estabelecida.

Dentro das espécies autóctones e de elevado valor comercial surge como potencial candidato à aquacultura o linguado *Solea senegalensis*. Esta espécie é comum nos estuários do Tejo (Dinis, 1986 e Cabral, 1998 a e b), Sado (Sobral, 1981 e Lopes da Cunha 1994) e

na costa algarvia (Andrade, 1990). Adapta-se facilmente a ambientes de salinidade elevada, como acontece nos reservatórios das salinas durante a época estival e faz parte das espécies exploradas na aquacultura tradicional. Em cultura extensiva apresenta um crescimento rápido (Drake *et al.*, 1984 e Ramos *et al.*, 1989), na qual os seus requisitos nutritivos são preenchidos pela produção natural dos tanques. No entanto, a cultura semi-intensiva ou intensiva desta espécie apresenta problemas em relação à alimentação.

A reprodução desta espécie em cativeiro tem sido tema de investigação em Espanha e Portugal, desde o início da década de oitenta (Rodriguez e Pascual, 1982; Rodriguez, 1984; Dinis, 1986, 1992). A desova natural em unidades de reprodução é actualmente uma rotina e a técnica da cultura larvar é relativamente simples comparada com as outras espécies de peixes marinhos produzidos em maternidade, registando sobrevivências elevadas, entre 60 – 80% (Dinis, 1992 e Dinis *et al.*, 1996, Flos *et al.*, 1995).

O linguado é um peixe bentónico e pouco activo, conseguindo resistir a longos períodos de fome (Dinis *et al.*, 1999). No entanto, segundo os mesmos autores, a fase da pré-engorda produz elevadas mortalidades associadas a uma grande dispersão de tamanhos, a mal formações do esqueleto e a pigmentação anormal (Flos *et al.*, 1995).

Os primeiros ensaios de engorda em regime intensivo, em tanques de fibrocimento ou cimento, foram feitos para outra espécie de linguado, *S. Solea*, por Irvin (1973), sendo os juvenis alimentados com presas vivas e posteriormente por Morinière (1983) com alimento inerte. Finalmente Howell (1997) concluiu que os juvenis de *S. solea* com cerca de 1 grama demoram 300 dias a atingir o tamanho mínimo comercial (24 cm ao qual corresponde um peso médio de 125 g) quando alimentados com uma dieta específica. A comprovação destes resultados carece de novas experiências. Se o problema da alimentação parece estar quase a ser ultrapassado, a definição de uma carga óptima ainda está por definir (Person -Le- Ruyet, 1989 e Howell, 1997), sabendo-se no entanto que os linguados são peixes com dificuldade em suportar cargas superiores a 10 – 15 Kg/m² (Person - Le -Ruyet, 1989).

Existem alguns trabalhos sobre a monocultura extensiva de *Solea senegalensis* com juvenis capturados no meio ambiente (Ramos *et al.*, 1989, Castelo Branco *et al.*, 1994, 1997) e com pós-larvas de maternidade (Dinis e Reis, 1995 e 1999, Castelo Branco *et al.*, 1997, 1998 a e b, Rodriguez *et al.*, 1995). Foram também feitos ensaios de crescimento de linguados associados com dourada (Dinis e Reis, 1995) e robalo (Castelo Branco *et al.*, 1994, 1997). Os resultados são difíceis de comparar devido à disparidade das experiências.

No entanto, quer a presença de uma outra espécie alimentada com alimento inerte (Castelo Branco *et al.*, 1997, Dinis *et al.*, 1999), quer a fertilização dos sedimentos (Castelo Branco, *et al.*, 1997) parecem melhorar a produção. Pelo contrário, o aumento das cargas tem um efeito negativo no crescimento e sobrevivência final.

Um pré – engorda à custa dos recursos naturais, em condições ditas extensivas, em locais acondicionados para o efeito (defendidos dos predadores), poderá ser considerada até que se consiga obter um alimento artificial adequado às necessidades nutritivas do linguado. Neste contexto, pretendeu-se avaliar o crescimento e a sobrevivência das pós-larvas de *Solea senegalensis* produzidas em maternidade e sua adaptação aos tanques de terra nos estuários do Tejo e Sado. A obtenção de um modelo de crescimento, instrumento fundamental para o planeamento e manejo dos sistemas de aquacultura, foi também um dos objectivos deste estudo.

Este trabalho propôs-se estudar o comportamento de *S. senegalensis* em tanques de terra e a variação dos factores ambientais ao longo de um ciclo de produção. O seguimento do comportamento do peixe, bem como dos factores ambientais, pode permitir a identificação e quantificação das variáveis que têm maior impacto no crescimento, permitindo avaliar as técnicas de manejo adequadas a uma produção óptima.

O presente estudo pretendeu contribuir para a optimização da cultura do linguado *S. senegalensis* em tanques de terra, investigando o seu desenvolvimento e crescimento ao longo de um ciclo de produção, tendo em consideração as condições ambientais e a disponibilidade de alimento natural, bem como os efeitos da adição de ração artificial ou da policultura conjunta com robalo. Os seus objectivos principais foram:

1 – Estudar o crescimento de pós-larvas de maternidade de *S. senegalensis* e sua adaptação aos tanques de terra nos estuários do Tejo e do Sado. Ajustamento de um modelo de crescimento (Capítulo 1).

2 - Caracterizar as condições ambientais em tanques de terra onde se procedeu à implementação de diferentes estratégias de cultura de *S. senegalensis*. Caracterizar as populações de invertebrados bentónicos dos tanques de terra. (Capítulo 2).

3 - Avaliar o efeito de alimento inerte suplementar no crescimento de juvenis selvagens de *S. senegalensis*, bem como eventuais alterações no comportamento desta espécie quando cultivada em associação com robalos (Capítulo 3).

1.2. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS ESTUÁRIOS DO TEJO E SADO

Estuário do Tejo

O estuário do Tejo (figura 1.1 e 1.2) é o maior estuário português e um dos maiores da Europa, ocupando uma área de, aproximadamente, 320 Km² da qual cerca de 40% corresponde a zona entre marés (Bettencourt, 1979). Em condições normais de caudal e de maré a intrusão marinha chega a Vila Franca de Xira, situada a 50 Km da Barra (secção entre as Torres de S. Julião e do Bugio) que é normalmente considerada a fronteira entre o estuário e o mar (Cabral, 1998a).

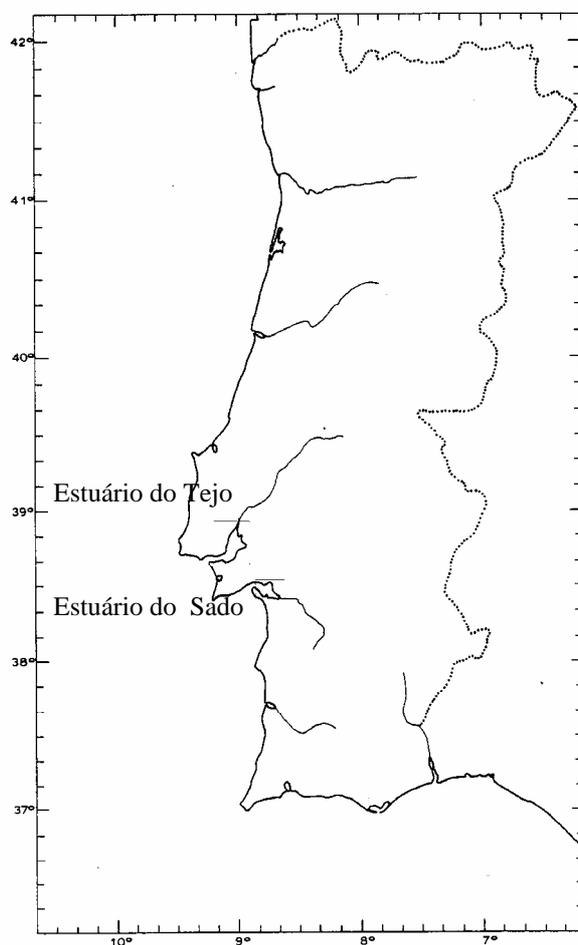


Figura 1.1. Localização dos estuários do Tejo e Sado.

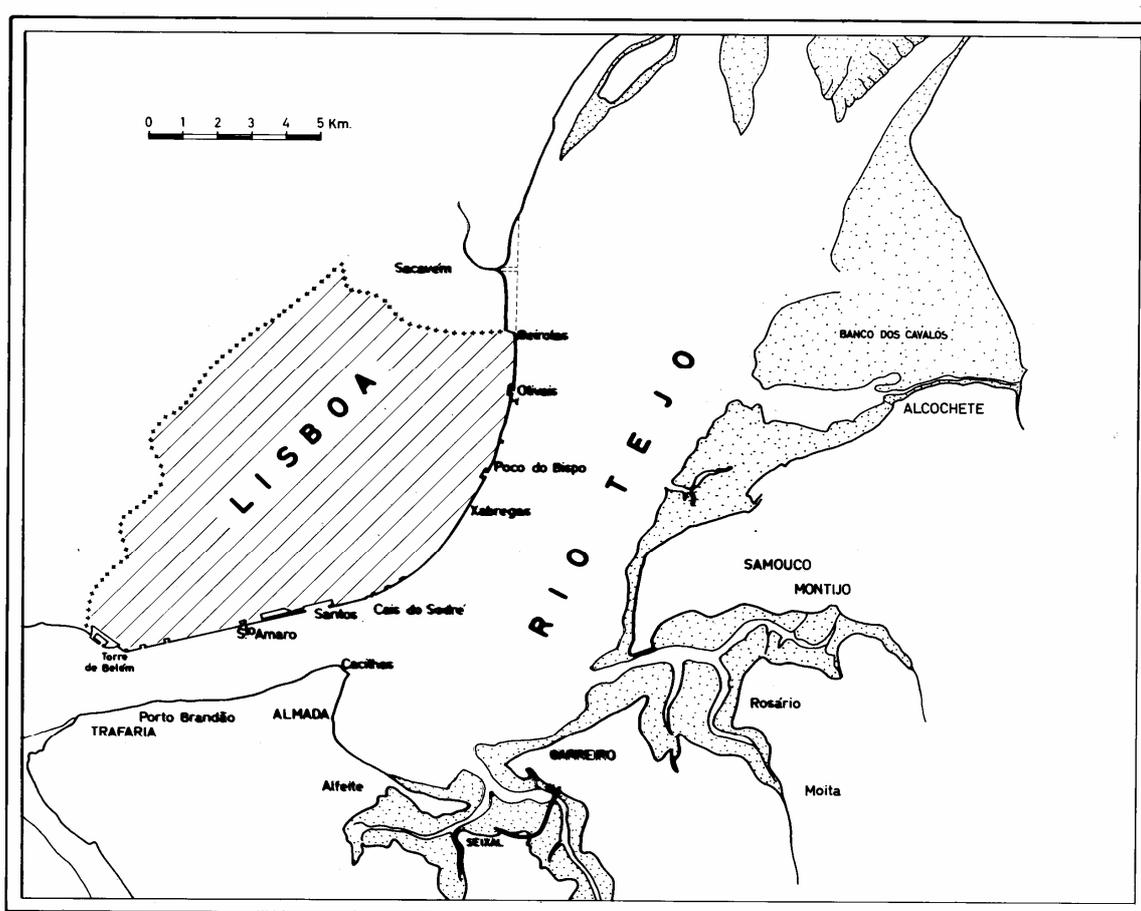


Figura 1.2. Estuário do Tejo

No estuário do Tejo têm lugar inúmeras actividades, dentre as quais se destacam a pesca, a agro-pecuária, a produção de sal, a indústria, a navegação, o urbanismo, o lazer e a aquicultura. Uma grande parte do estuário constitui também área de reserva natural.

A exploração aquícola ocupa uma área de 116 hectares (Brito, 1994). Segundo o mesmo autor, a área total de aptidão aquícola, neste estuário, é de 1 507 hectares, ou seja apenas 8% do potencial está a ser explorado. As áreas com aptidão aquícola distribuem-se pelos concelhos de Vila Franca de Xira (22 ha), Benavente (452 ha), Alcochete (571 ha), Montijo (127 ha), Moita (253 ha), Barreiro (27 ha) e Seixal (55 ha).

O estuário do Tejo fica situado numa região cujo clima é usualmente classificado como temperado (temperaturas médias mensais variando entre 10°C e 20°C), moderado (amplitude média da variação anual da temperatura do ar entre 10°C e 20°C), húmido (humidade relativa do ar às 9 h variando entre 75% e 95%) e moderadamente chuvoso (precipitação média anual entre 500 mm e 1000 mm) (Reis e Gonçalves 1981 e INMG, 1988).

No estuário do Tejo, a temperatura média anual do ar varia entre os 16 e os 17,5 °C. Os valores médios da temperatura do ar mais elevados (20,6°C) são em geral obtidos em Agosto e os mais baixos em Janeiro (12,5°C). A precipitação média anual oscila entre 600 e 700 mm (Reis e Gonçalves1981) sendo os meses mais chuvosos geralmente Dezembro e Janeiro e os mais secos Julho e Agosto (Cabral, 1998b).

As marés no estuário do Tejo são semi-diurnas com amplitude vertical média de 2,6 m na embocadura do estuário e pode variar entre 0,7 m nas marés mortas e 4 metros durante as marés vivas (Calvário, 1982, *in*: Cabral, 1998b).

Estuário do Sado

O estuário do Sado está localizado na Península de Setúbal e é o segundo maior de Portugal com uma área de 180 Km².

A parte norte deste estuário (figura 1.3) banha a cidade de Setúbal e a parte sul a península de Tróia. Fica a 40 – 50 Km a sul de Lisboa e tem uma orientação SE-NO, bifurcando-se em dois esteiros distintos, o da Marateca com uma orientação para Norte e o da Comporta, orientado a Sul, prolongando-se finalmente na direcção Leste, pelo canal de Alcácer, que constitui a interface entre as zonas límnic e estuarina propriamente dita (Dias, 1994). Estes dois esteiros são pouco profundos e cerca de 50% da área total são zonas entre marés (Rodrigues, 1992). Os limites do estuário, definidos como os limites de acção de maré (Quevauviller, 1987), são Águas de Moura na ribeira da Marateca, Palma na ribeira de S. Martinho, Comporta na ribeira do mesmo nome e cerca de 25 Km a montante de Alcácer do Sal (Vale e Sundby, 1982).

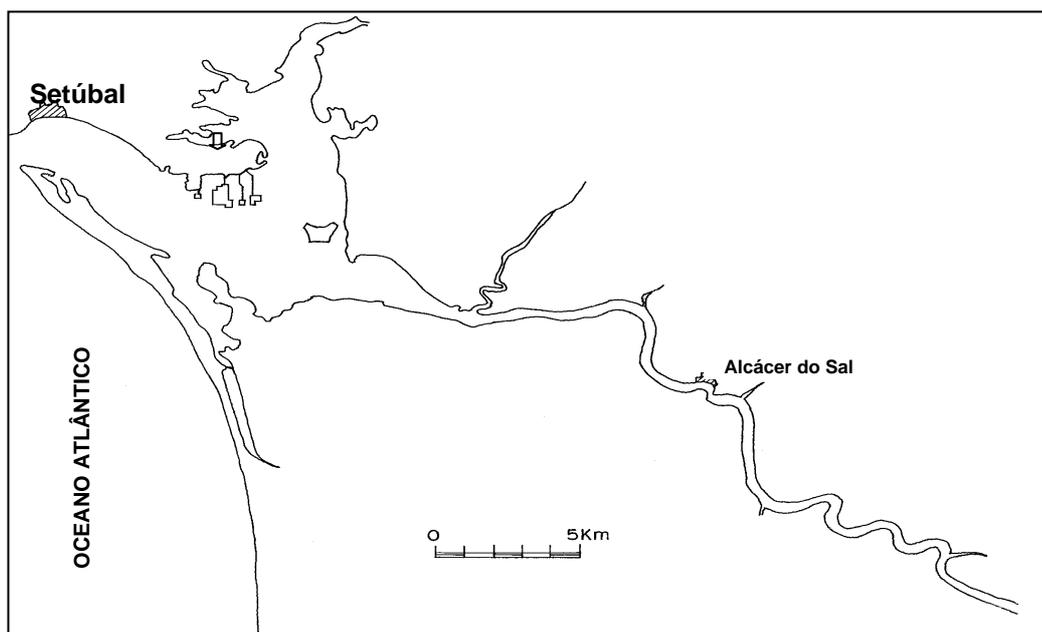


Figura 1.3. O estuário do Sado

Durante os últimos 100 anos o estuário evoluiu de um ecossistema usado quase exclusivamente para a pesca, exploração de sal e exploração de bivalves, para um sistema de múltiplas actividades, com uma forte componente industrial. A aquacultura, a actividade salineira, a actividade agrícola, principalmente a cultura do arroz, e o turismo, fazem parte das actividades desenvolvidas neste estuário. Existem 2 áreas de reservas naturais, uma próximo da boca, na margem norte, o Parque natural da Arrábida, e mais no interior, a Reserva Natural do estuário do Sado, que inclui parte da península de Tróia, Comporta, canal de Alcácer e Marateca.

Na década de 80, potenciada por fortes apoios comunitários, a que se associaram vários problemas da exploração salineira, surgiu uma piscicultura economicamente independente. No estuário do Sado existem 512,2 ha de estabelecimentos de piscicultura, 385,83 ha de salinas activas e 449,76 ha de salinas inactivas (Dias, 1994).

O clima da sua bacia hidrográfica é considerado temperado, sendo a média anual do ar de 16° C. Os meses mais quentes (Julho e Agosto) apresentam temperaturas médias de cerca de 23 °C, enquanto que em Dezembro e Janeiro são observadas temperaturas de aproximadamente 8 °C. A precipitação média anual é de 650 mm para a bacia hidrográfica (Loureiro *et al.*, 1982). As marés são semidiurnas com amplitudes que variam entre 1m em maré morta e cerca de 3,5 m em maré viva.

1.3. BIOLOGIA DE *Solea senegalensis*

O linguado, *Solea senegalensis*, distribui-se desde o Senegal – costa Atlântica de África – até ao Golfo da Biscaia (Quéro *et al.*, 1989).

Os linguados adultos vivem em águas marinhas próximo da costa a 80 metros de profundidade e preferem substrato de areia ou vasa (Dinis, 1986).

É um peixe gonocórico, ovíparo, sendo os ovos fertilizados externamente. Os períodos de reprodução são anual e a desova escalonada. A época de postura estende-se por um período de 4 meses, Abril a Julho com um máximo de emissão de ovos em Maio (Dinis, 1986). Segundo Lagardère *et al.* (1979), na zona de Charentais em França, a postura efectua-se em Maio – Junho e continua em Julho. A reprodução ocorre no mar e a desova em águas costeiras. As larvas entram para os estuários e lagoas costeiras por processos de transporte, quer passivos quer activos.

As larvas são plantónicas e levam uma vida pelágica durante 15 a 20 dias, ao terminarem a metamorfose tornam-se bentónicas e penetram no interior dos estuários e lagoas costeiras procurando os fundos arenosos de águas salobras. A metamorfose das larvas para o estágio juvenil dá-se na Primavera e no princípio do Verão, permanecendo nas áreas ditas de viveiro, localizadas nas zonas de menor profundidade, até finais do Verão e início do Outono. Quando a temperatura da água começa a diminuir estes indivíduos refugiam-se nas zonas mais profundas do estuário, onde as temperaturas são mais amenas, até ao início da Primavera. Assim que a temperatura da água se eleva dá-se novamente a colonização das áreas de viveiro (Cabral e Costa, 1999). Os juvenis podem permanecer no ambiente estuarino entre 2 a 3 anos (Koutsikopoulos *et al.*, 1989), após o que migram para o mar.

De acordo com Arias e Drake (1990a), verificam-se dois máximos de abundância de post-larvas e juvenis em cada ano, na zona de Cádiz, apesar de existirem importantes variações interanuais: um, o mais importante, na Primavera (Março ou Abril, às vezes Junho), e outro no Outono (geralmente em Outubro). Cabral (1998b) confirma este facto: no estuário do Tejo verificou dois períodos do ano que correspondem a máximos de abundância, Maio e Outubro. Estes dois picos de abundância são referentes a indivíduos pertencentes a grupos etários distintos: os indivíduos responsáveis pelo máximo verificado em Maio, têm cerca de 1 ano de idade.

Entre Junho e Agosto começam a surgir os novos recrutas, os quais serão os responsáveis pelo pico de abundância registado em Outubro. No estuário do Sado, Sobral (1981) também registou os valores de abundância mais elevados em dois períodos: entre Março e Maio e entre Outubro e Novembro. No entanto, para a mesma área estuarina, Lopes da Cunha (1994) verificou valores mais elevados em Dezembro. Segundo Cabral (1998b), esta espécie tem uma variação sazonal da abundância nos estuários que parece estar associada à temperatura da água, verificando-se a sua ausência no Inverno.

O regime alimentar dos adultos é constituído por poliquetas e moluscos, mas têm sido identificados anfípodes e isópodes nos conteúdos estomacais desta espécie (Drake e Arias, 1989; Bernardo, 1990; Arias e Drake, 1990b). As post-larvas e juvenis (até 7 cm de comprimento total) consomem pequenos crustáceos, entre os quais predominam os copépodes harpacticoides, mas também consomem poliquetas em quantidades apreciáveis (Arias e Drake, 1990b). Segundo Cabral (1998b), esta espécie alimenta-se, na sua fase estuarina predominantemente de poliquetas, anfípodes e bivalves.

2. PRÉ-ENGORDA DE JUVENIS DE *Solea senegalensis* EM CULTURA EXTENSIVA

2.1. INTRODUÇÃO

A cultura larvar da *Solea senegalensis* está tecnicamente dominada existindo, actualmente, alguma unidade de reprodução que produzem juvenis desta espécie. Apesar disso persistem ainda elevadas taxas de mortalidade na fase seguinte, quando da passagem para a alimentação inerte. Este facto tem impedido o desenvolvimento da cultura do linguado a nível comercial.

A obtenção de juvenis de peixes, de uma forma geral, é efectuada através de duas técnicas : uma intensiva, que passa por uma adaptação ao alimento inerte mais ou menos precocemente, e outra semi-extensiva ou extensiva onde os animais continuam a alimentar-se de presas vivas. Neste último caso, a larva ou a pós-larva adapta-se às presas naturais oferecidas pelo meio de cultura.

A pré-engorda sobre presas naturais foi testada em França com larvas de *Solea solea*; obtiveram-se animais de 1 grama, em 1,6 meses, com uma sobrevivência de 30% a 55%, dependendo da dimensão da área onde foram introduzidas (Lasserre e Lasserre, 1979 ; Castel e Lasserre, 1982 e Lagardère *et al.*, 1994). Rodriguez *et al.* (1995) obtiveram juvenis de *S. senegalensis* com pesos médios de 5,6 a 9,6 g e sobrevivências que variaram entre 3,8 e 19%, em 4,5 meses, na zona de Cádiz. No Algarve, Dinis e Reis, (1995), obtiveram linguados da mesma espécie que atingiram 40 gramas em 12 meses e uma sobrevivência de 20 %. Os juvenis com 0,2 gramas introduzidos em tanques, no estuário do Sado, atingiram 53 gramas ao fim de 10 meses, com uma sobrevivência de 20% (Castelo Branco *et al.*, 1997). Apesar das sobrevivências serem relativamente baixas, estes resultados indicam que as pós-larvas conseguem adaptar-se ao alimento e às condições existentes nos tanques de terra.

Os dados resultantes de ensaios de crescimento em tanques de terra, de uma forma geral, são pouco fiáveis, pois é moroso e dispendioso replicar o sistema como um todo. A amostragem dos peixes ao longo do seu crescimento e principalmente dos linguados que vivem enterrados no sedimento, torna-se difícil. No intuito de ultrapassar estes obstáculos testou-se a utilização de pequenas jaulas colocadas no fundo dos tanques de terra. Este tipo

de estrutura tem a vantagem de simular o ecossistema dos tanques de terra e permite seguir o crescimento e a sobrevivência dos peixes ao longo de um determinado período de tempo.

O presente trabalho pretendeu estudar o crescimento na fase da pré-engorda de *S. senegalensis* e sua adaptação aos tanques de terra no estuário do Tejo e Sado. A obtenção de um modelo de crescimento, instrumento fundamental para o planeamento e maneio dos sistemas de aquacultura, foi também objectivo deste estudo.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. DESCRIÇÃO DOS ENSAIOS

Este trabalho decorreu em estabelecimentos de piscicultura localizados nos estuários do Tejo e do Sado. A localização das pisciculturas está representada na figura 2.1.

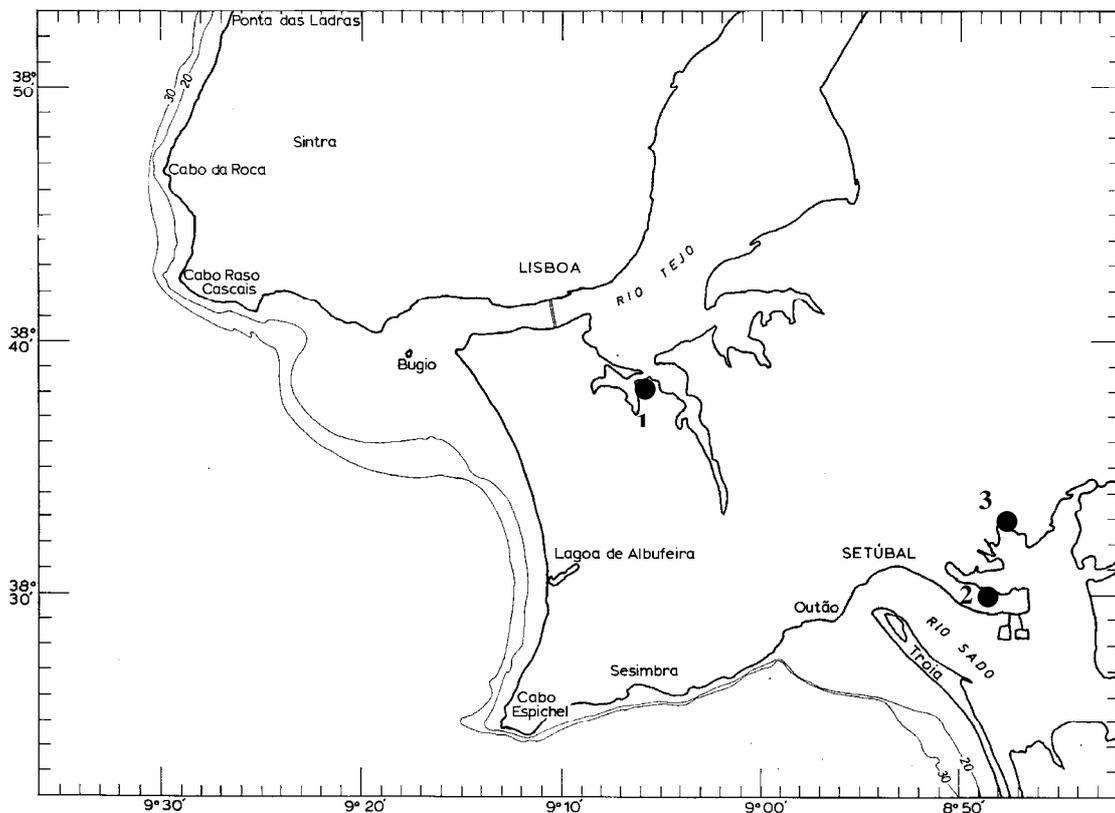


Figura 2.1. Localização das pisciculturas (1 – Corroios, 2 - Bocage e 3 - Praias do Sado).

Os tanques de terra de base rectangular, dispostos em paralelo e com uma profundidade média de 0,8 metros, eram alimentados por um reservatório de água, tendo as comportas de entrada e saída uma rede com 0,5 cm de malha, para evitar possíveis fugas dos peixes em cultura, entradas de predadores e competidores. A renovação da água foi feita pelas marés, sendo o tempo de retenção de cerca de 10 dias.

Utilizaram-se jaulas construídas a partir de uma estrutura metálica, em forma de cubo ou paralelepípedo, suportando uma rede de 0,5 mm de malha, que foram colocadas no fundo dos tanques e introduzido no seu interior uma porção de vasa do próprio tanque para proporcionar substrato aos linguados e permitir o desenvolvimento da meiofauna epibêntica, a qual é a principal fonte alimentar das larvas desta espécie. Foram utilizadas jaulas de duas dimensões diferentes: umas tinham uma área de base de 2 m² e uma altura de 1,5 m e as outras tinham uma área de 6 m² e altura de 1 m.

Os juvenis de *S. senegalensis* produzidos no IPIMAR – Olhão, foram introduzidos dentro das jaulas logo após a colocação destas nos tanques. A carga inicial foi de 50/m². Após um determinado período de crescimento, as jaulas foram retiradas dos tanques e os animais separados do sedimento. Os linguados foram contados na sua totalidade e amostrados quanto ao comprimento e ao peso.

Os parâmetros físico-químicos da água dos tanques (temperatura, salinidade, transparência da água, oxigénio dissolvido e pH), foram medidos “in situ”, periodicamente. Efectuaram-se colheitas mensais de amostras para determinação de nutrientes. Foi estudada a granulometria e a matéria orgânica com base em colheitas de sedimento.

Para a determinação dos parâmetros físico-químicos foram utilizados as metodologias e os equipamentos que se indicam:

- Temperatura, com medidor de oxigénio dissolvido, modelo YSI 59.
- Salinidade, com refractómetro ATAGO, com compensação de temperatura.
- Oxigénio dissolvido, com um medidor de oxigénio dissolvido do modelo YSI 59 com agitador submersível modelo 5795 A.
- Transparência, com o Disco de Secchi.
- pH, com o eléctrodo de pH - Handy pH da Oxygard
- Concentração de compostos azotados (amónia, nitritos e nitratos), com espectrofotómetro da Merck SQ 118.

Para a medição da concentração de nutrientes (Amónia, Nitratos e Nitritos), foi utilizado o procedimento proposto pelo espectofotómetro da Merck SQ 118.

As amostras de água, para a determinação dos nutrientes, foram retiradas a meio da coluna de água e, de seguida, colocadas num caixa isolada termicamente, até à chegada ao laboratório onde foram congeladas. A concentração dos nutrientes foi determinada posteriormente.

O sedimento para a determinação da granulometria e da matéria orgânica foi recolhido com um tubo de amostragem de PVC com 12 cm de diâmetro interno, enterrado até uma profundidade de aproximadamente 20 cm.

A composição granulométrica foi avaliada no início do período experimental através de duas colheitas de sedimento em cada tanque. Cada amostra, com cerca de 100 g de sedimento, foi seca numa estufa a 60°C durante 48 horas após o que foi lavada em água e passada através de um crivo de 0,063 mm de malha, para determinação da fracção fina. O restante sedimento foi novamente seco (a 60°C) e passado por uma coluna de crivos tipo AFNOR, com malhas entre 0,063 mm e 2 mm. A quantidade de sedimento retida em cada crivo foi pesada numa balança electrónica (precisão 0,001 g). As amostras de sedimento foram classificadas de acordo com Larssonneur (1977); quando a percentagem de partículas menores que 63 µm é superior a 75% classifica-se o sedimento como vasoso, se for inferior a 5% é arenoso, mas se a percentagem for superior a 5% e inferior a 75% são classificados como areia vasosa.

O conteúdo da matéria orgânica foi determinado mensalmente pela incineração das amostras de sedimento. Estas foram secas até peso constante durante 2 dias a 60°C, e em seguida incineradas na mufla durante 3 horas a 450°C para obter o peso das cinzas e, através da subtracção, o peso seco livre de cinzas.

I - Ensaio na piscicultura Bocage (Estuário do Sado) :

Em 1997 e 1998 os ensaios decorreram num tanque da piscicultura Bocage, situada no estuário do Sado, península da Mitrena, onde foram colocadas jaulas de 2 m² de área de base com 100 pós-larvas de linguados cada.

I a) – Bocage 1997 – No dia 29 de Julho de 1997 as pós-larvas, com 22 dias de idade foram distribuídas por 5 jaulas. A amostragem foi efectuada em 3 jaulas

ao fim de 45 dias (juvenis de 67 dias de idade) e, nas outras 2 jaulas, ao fim de 73 dias de crescimento (juvenis com 94 dias de idade).

I b) – Bocage 1998 (a) – Em 15 de Maio de 1998 foram colocadas pós-larvas com 30 dias em 5 jaulas num tanque, tendo-se efectuado a amostragem de 3 jaulas em 16 de Julho, quando os linguados tinham 89 dias de idade, e das outras 2 quando os juvenis atingiram 143 dias de idade.

I c) – Bocage 1998 (b) - Em 30 de Junho de 1998 introduziram-se pós-larvas com 28 dias de idade, em 3 jaulas, as quais foram retiradas em 8 de Setembro, quando os linguados tinham 98 dias de idade.

I I – Ensaio nas pisciculturas Praias do Sado e Corroios (estuário do Sado e estuário do Tejo):

Em 6 de Maio 1999 introduziram-se 300 pós-larvas, com 30 dias de idade, em 16 jaulas com uma de área de base de 6 m² nos dois locais, simultaneamente. As jaulas foram distribuídas por diversos tanques :

II a)– Praias do Sado – Foram colocadas 10 jaulas e retiraram-se 5 jaulas quando os linguados atingiram os 91 dias idade, 4 jaulas aos 99 dias e a última aos 226 dias de idade.

II b) – Corroios - Foram colocadas 6 jaulas e retirou-se uma de cada vez, quando os linguados tinham atingido 100, 104, 120 e 162 dias de idade. As duas últimas jaulas foram retiradas quando os juvenis atingiram 212 dias de idade.

2.2.2. DETERMINAÇÃO DA TAXA DE CRESCIMENTO

Existem muitas formas de definir a taxa de crescimento ou seja, aumento do tamanho (peso ou comprimento) num certo intervalo de tempo. Segundo Ricker (1979), Wootton (1990), Moyle e Cech (1996) e Jobling (1995) a formulação mais usual é a taxa de crescimento específico (TCE) que pode ser obtida por :

$$TCE = \frac{\ln(C_{t_f}) - \ln(C_{t_i})}{t_f - t_i} \times 100,$$

onde, C_{t_i} e C_{t_f} são, respectivamente, o comprimento total médio nos momentos t_i e t_f .

A taxa de crescimento específico foi calculada para todas as datas de amostragem das jaulas.

De forma a avaliar se entre as várias jaulas teria havido efeito dos diferentes locais ou/ e épocas diferentes na taxa de crescimento específico, foi realizado uma análise de variância. Quando esta indicou que as taxas de crescimento não deveriam ser consideradas iguais, efectuaram-se comparações múltiplas usando o teste de Tukey para localizar as diferenças (Zar, 1999).

Para cada jaula foram também calculados os incrementos absolutos e relativos. O incremento absoluto (IA) foi definido como :

$$IA = C_{t_f} - C_{t_i},$$

sendo C_{t_i} e C_{t_f} os comprimentos totais médios na introdução e no final, respectivamente.

O incremento relativo (IR) foi expresso como percentagem do incremento absoluto em relação ao comprimento total médio no dia da introdução,

$$IR = \frac{C_{t_f} - C_{t_i}}{C_{t_i}} \times 100,$$

onde C_{t_i} e C_{t_f} têm o mesmo significado que nas expressões anteriores.

Os programas utilizados para estes cálculos foram o EXCELL 97 e STATISTICA versão 4.5.

2.2.3. DETERMINAÇÃO DA EQUAÇÃO DE CESCIMENTO

A generalidade dos modelos de crescimento permite descrever, com maior ou menor exactidão, o tamanho dos indivíduos em função da idade. Existe uma grande variedade de equações de crescimento, tornando-se difícil a escolha da equação mais apropriada a cada caso.

O modelo mais comum de crescimento, segundo Ricker (1979) e Wootton (1990), foi desenvolvido por von Bertalanffy (1938). A equação de von Bertalanffy é um modelo

de crescimento simples em que o crescimento do peixe até um tamanho assintótico é descrito através de parâmetros, alguns com significado biológico, sendo a sua formulação expressa do seguinte modo :

$$Y_t = y_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)})^p \quad ,$$

K coeficiente ou constante de crescimento, t_0 corresponde à idade para a qual o tamanho seria zero, e $p=1$, se o tamanho for o comprimento individual, ou $p \approx 3$, se o tamanho for o peso individual.

Outro modelo de crescimento do tamanho com a idade é o de Gompertz, vulgarmente considerado como tendo um bom ajuste ao crescimento durante as fases larvar e juvenil dos peixes (Ricker, 1979 e Wootton, 1990) :

$$Y_t = y_0 e^{G(1-e^{-gt})}$$

sendo Y_t o comprimento de um indivíduo de idade t , y_0 o comprimento teórico correspondente à idade zero (início do crescimento), G a taxa instantânea inicial do crescimento e g a taxa instantânea de decréscimo de G . O modelo de Gompertz pode ser rescrito considerando o tamanho assintótico y_∞ e t_0 tal como foi anteriormente definido (Azevedo, 1996)

$$Y_t = y_\infty e^{-Ge^{-gt}}$$

Schnute, em 1981, desenvolveu um modelo mais geral de crescimento que inclui, entre outros, os modelos anteriormente apresentados como casos particulares. Este modelo baseia-se no princípio de que a aceleração do crescimento, num dado instante t , depende simultaneamente da velocidade de crescimento e do tamanho nesse instante.

Se Y_t for o tamanho do peixe na idade t , a taxa de crescimento instantânea é a derivada dY/dt e a taxa de crescimento relativo será :

$$Z = \frac{1}{Y} \frac{dY}{dt}$$

Nos peixes, como na generalidade dos seres vivos, a taxa de crescimento relativo diminui com a idade.

Assumindo a hipótese mais simples de que a taxa de variação relativa de Z decresce linearmente com Z , esta será dada por :

$$\frac{1}{Z} \frac{dZ}{dt} = -(a + bZ) \quad (2) \text{ em que } a \text{ e } b \text{ são constantes.}$$

A taxa de variação relativa de Z pode não estar exclusivamente dependente de Z , isto é, da velocidade de crescimento relativo do indivíduo, em cada instante t . Schnute assume esta hipótese. Por contraste com os modelos particulares anteriores, centrados na taxa de crescimento dY/dt , o modelo de Schnute centra-se na aceleração do crescimento (na taxa de uma taxa, d^2Y/dt^2):

$$\frac{d^2Y}{dt^2} = \frac{dY}{dt} [-a + (1-b)Z] \quad (\text{que se obtém da equação anterior substituindo } Z \text{ pelo seu valor}).$$

A aceleração do crescimento será, segundo esta equação, proporcional à taxa de crescimento dY/dt e a uma função linear da taxa de crescimento relativo Z .

Para que o sistema formado pelas equações diferenciais 1 e 2 possa ter solução tem que ser acrescentadas 2 condições iniciais. Essas condições poderão ser os comprimentos, em dois instantes particulares, terem um certo valor:

$$Y_{\tau_1} = y_1$$

$$Y_{\tau_2} = y_2$$

O modelo de Schnute fica determinado por quatro parâmetros :

y_1 tamanho mínimo dos peixes,

b taxa relativa do aumento da taxa de crescimento relativo,

y_2 tamanho máximo dos peixes,

a taxa relativa constante da taxa de crescimento relativo,

A solução geral pode ser expressa por :

$$Y_t = \left[y_1^b + (y_2^b - y_1^b) \frac{1 - e^{-a(t-\tau_1)}}{1 - e^{-a(\tau_2-\tau_1)}} \right]^{1/b} \quad \text{em que } a \neq 0 \text{ e } b \neq 0$$

τ_1 idade mínima dos peixes,

τ_2 idade máxima dos peixes.

O modelo de Schnute é bastante versátil e as estimativas dos seus parâmetros são estatisticamente estáveis pois obtém-se, quase sempre, uma convergência dos mínimos quadrados. Os parâmetros têm cada um deles uma interpretação biológica e o modelo tem a vantagem de poder incluir vários sub modelos consoante os valores e/ou os limites dos valores, aceites para dois desses parâmetros (a e b) (Schnute, 1981).

Esta equação contempla crescimentos descritos por curvas logísticas generalizadas (curvas em S), caracterizados por uma fase juvenil de aceleração do crescimento, seguida por uma fase de desaceleração em que a taxa de crescimento relativo vai diminuindo à medida que o tamanho do peixe se vai aproximando de um comprimento assintótico. A passagem de uma fase a outra é, então, definida pelo ponto de inflexão.

Para as curvas em S o parâmetro a é o inverso do tempo durante o qual o peixe aumenta de tamanho com uma aceleração positiva. O parâmetro b é a razão entre duas alturas (dois comprimentos no caso mais vulgar) da curva, a primeira correspondente ao ponto de inflexão que marca o fim da aceleração positiva do crescimento sendo a segunda altura assintótica, ou seja, o tamanho limite que marca o fim do crescimento (Schnute, 1981).

Para além da solução geral existem mais três soluções dependentes de a e/ ou b serem iguais a zero:

$$Y_t = y_1 \exp \left[\ln(y_2 / y_1) \frac{1 - e^{-a(t-\tau_1)}}{1 - e^{-a(\tau_2-\tau_1)}} \right] \quad \text{em que } a \neq 0 \text{ e } b=0$$

$$Y_t = \left[y_1^b + (y_2^b - y_1^b) \frac{t - \tau_1}{\tau_2 - \tau_1} \right]^{1/b} \quad \text{em que } a=0 \text{ e } b \neq 0$$

$$Y_t = y_1 \exp \left[\ln(y_2 / y_1) \frac{t - \tau_1}{\tau_2 - \tau_1} \right] \quad \text{em que } a=0 \text{ e } b=0,$$

A curva de crescimento pode ou não ter intercepção com o eixo das ordenadas, ponto de inflexão e assíntota embora estes possam ser identificados facilmente se existirem.

Por exemplo, se $b=0$, a curva de crescimento não tem idade τ_0 correspondente ao tamanho 0 e se $a=0$ então a curva não tem nem assíntota nem ponto de inflexão.

Se a curva tiver estas três características e se a e b forem diferentes de zero, os parâmetros da curva serão dados por :

$$\tau_0 = \tau_1 + \tau_2 - \frac{1}{a} \ln \left[\frac{e^{a\tau_2} y_2^b - e^{a\tau_1} y_1^b}{y_2^b - y_1^b} \right] \quad \text{em que } \tau_0 \text{ é a idade correspondente ao tamanho zero teórico.}$$

$$y_\infty = \left[\frac{e^{a\tau_2} y_2^b - e^{a\tau_1} y_1^b}{e^{a\tau_2} - e^{a\tau_1}} \right]^{\frac{1}{b}} \quad \text{em que } y_\infty \text{ é o tamanho assíntótico.}$$

$$\tau^* = \tau_1 + \tau_2 - \frac{1}{a} \ln \left[\frac{b(e^{a\tau_2} y_2^b - e^{a\tau_1} y_1^b)}{y_2^b - y_1^b} \right] \quad \text{em que } \tau^* \text{ é a idade de inflexão do crescimento,}$$

e

$$y^* = \left[\frac{(1-b)(e^{a\tau_2} y_2^b - e^{a\tau_1} y_1^b)}{e^{a\tau_2} - e^{a\tau_1}} \right]^{\frac{1}{b}} \quad \text{em que } y^* \text{ é o tamanho de inflexão do crescimento.}$$

De igual forma, se a e b forem diferentes de zero, a taxa relativa de crescimento, nos instantes τ_1 , τ_2 e τ^* será :

$$z_1 = \frac{de^{-a\tau_1}}{cy_1^b}$$

$$z_2 = \frac{de^{-a\tau_2}}{cy_2^b}$$

$$z^* = \frac{a}{1-b}$$

em que

$$c = (e^{a\tau_2} - e^{a\tau_1})/a$$

$$d = (y_2^b - y_1^b)/b$$

As quatro soluções do modelo de Schnute podem ser convertidas nos casos especiais que contemplam os vários modelos de crescimento, entre os quais o de von Bertalanffy e o de Gompertz. Quando a e b são diferentes de zero e se exprimirmos a curva de Schnute em função de Y_∞ e τ_0 , esta reduz-se à de von Bertalanffy. A primeira solução de Schnute fica então:

$$Y_t = y_\infty (1 - e^{-a(t-\tau_0)})^{\frac{1}{b}} \quad \text{em que } K=a, \tau_0 = t_0.$$

Em vez de assumirmos que o crescimento era assintótico e desacelerado, como se faz quando se adopta o modelo de von Bertalanffy, preferimos deixar falar os dados por eles próprios e portanto procedemos ao ajuste do modelo de Schnute aos dados. Para este ajuste supôs-se que $\hat{Y}_t = Y_t + \sigma_i \varepsilon_i$ onde os ε_i são variáveis aleatórias independentes e com uma distribuição normal de média 0 e variância 1.

A função Y_t com um melhor ajuste às observações dará os valores para os parâmetros y_1, y_2, a e b . Desde que existam, os parâmetros tradicionalmente associados ao crescimento τ_0, y_∞ , e τ^* , podem então ser determinados.

O ajuste de cada uma das quatro soluções do modelo de Schnute, da equação de Bertalanffy e de Gompertz, às observações comprimento/ idade, foi efectuado pelo método dos mínimos quadrados, aplicado aos dados dos comprimentos observados, através do programa EXCEL, versão 97.

Foram utilizadas todos os comprimentos observados por idade e não o comprimento médio, uma vez que se pretendeu preservar a informação da variabilidade no crescimento contida nos dados. O número total de observações utilizadas foi de 902.

Quando as soluções tinham o mesmo número de parâmetros, a escolha foi baseada na solução que apresentava a menor soma de quadrados dos resíduos. Quando o número de parâmetros obtido era diferente, então efectuou-se o teste de F para comparar os ajustes correspondentes às diferentes soluções (Schnute, 1981).

A hipótese nula testada foi a seguinte : a solução x (com maior n.º de parâmetros) e a solução y podem considerar-se igualmente adequadas versus a hipótese de que a solução x se ajusta melhor que a solução y :

$$F = \frac{\frac{S(y_1, y_2, a) - S(y_1, y_2, a, b)}{gl(y_1, y_2, a) - gl(y_1, y_2, a, b)}}{\frac{S(y_1, y_2, a, b)}{gl(y_1, y_2, a, b)}},$$

S soma dos quadrados dos resíduos

gl graus de liberdade das soluções.

Quando os modelos são lineares nos seus parâmetros esta estatística tem uma distribuição F, mesmo para modelos não lineares a taxa de variância tem aproximadamente uma distribuição F se o tamanho da amostra é grande.

Atendendo a que a solução geral tem mais um parâmetro que todas as outras e sendo os graus de liberdade a diferença entre o número de observações e o número de parâmetros de cada solução, o denominador da primeira fracção da estatística será 1. Por outro lado a segunda fracção não é mais que a variância $\sigma^2_{(y_1, y_2, a, b)}$ do modelo generalizado de Schnute e então a expressão fica reduzida a:

$$F = \frac{S_{(y_1, y_2, a)} - S_{(y_1, y_2, a, b)}}{\sigma^2_{(y_1, y_2, a, b)}}.$$

No sentido de poder calcular limites de confiança para os parâmetros do modelo de crescimento foi utilizado o método dos percentis de *bootstrap* com correcção do

enviesamento, desenvolvido por Efron (1979). Este método é baseado na técnica *bootstrap* que permite gerar um número pré-determinado de rearranjos aleatórios dos dados observados tendo cada rearranjo o mesmo número de observações igual ao número de dados observados (Efron e Tibshirani, 1993). Os limites de confiança dos parâmetros são construídos a partir da distribuição *bootstrap* e a correcção do enviesamento é obtida directamente da proporção dos replicados.

Cada parâmetro foi recalculado a partir de 1000 estimativas, geradas por 1000 ajustes do modelo generalizado de Schnute a 1000 rearranjos aleatórios dos comprimentos observados em cada idade. Foi para o efeito utilizado um algoritmo desenvolvido em *Excell-Visual basic* (Alpoim R., *com. pess.* 2001). Considerou-se que 1000 reamostragens *bootstrap* dariam com precisão os intervalos de confiança de 50% e 80%.

Estimou-se também a relação entre o peso total e o comprimento total através da expressão :

$$P_t = a.C_t^b,$$

onde P_t é o peso total (em gramas), C_t é o comprimento total (em centímetros) e a e b são constantes (Bagenal e Tesch, 1978). Estas últimas podem obter-se a partir da equação da recta resultante da logaritmização da expressão anterior, *i e.*,

$$\log P_t = \log a + b.\log C_t,$$

onde, $\log (a)$ e b correspondem, respectivamente, à ordenada na origem e ao declive da recta.

Esta análise de regressão foi efectuada com recurso ao programa EXCEL versão 97 e utilizando os dados relativos a 502 observações.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. CONDIÇÕES AMBIENTAIS NOS TANQUES

As características físico-químicas dos tanques estão sumariamente descritas nas tabelas 2.1 e 2.2 e figura 2.1. Correspondem aos ensaios efectuados na piscicultura Bocage nos anos de 1997 e 1998.

Tabela 2.1. Valores máximos e mínimos dos parâmetros físico-químicos observados nos tanques onde decorreram os ensaios de crescimento dos juvenis de *S. senegalensis* em jaulas.

Local Ano		Temp ° C	Salinidade %	pH	OD mg/l	Saturação %	Transparência cm	Amónia mg/l	Nitritos mg/l	Nitratos mg/l
Bocage 1997	Val.max.	26	43	9,0	9,9	127	35	0,12	0,07	2,00
	Val.min.	20	29	7,8	5,4	77	20	0,09	0,02	0,32
Bocage 1998 a	Val.max.	25	42	8,3	8,3	126	20	0,12	0,17	2,50
	Val.min.	20	34	7,6	6,0	88	15	0,03	0,01	0,50
Bocage 1998 b	Val.max.	25	42	8,0	8,3	126	20	0,05	0,08	2,50
	Val.min.	23	40	7,6	6,0	88	15	0,03	0,01	0,56

Tabela 2.2. Valores percentuais médios da composição do sedimento dos tanques onde decorreram os ensaios de crescimento de *S. senegalensis*. Os valores máximos e mínimos estão entre parênteses.

Local Ano	Granulometria		
	Cascalho %	Areia %	Vasa %
Bocage 1997	1,5 (0 - 7,2)	13,8 (0,4 - 23,2)	84,7 (75,2 - 99,6)
Bocage 1998 a	0,7 (0,4 - 1,1)	13,6 (2,9 - 19,8)	85,4 (79,8 - 96,0)
Bocage 1998 b	0,5 (0,4 - 1,0)	6,6 (1,4 - 13,5)	92,9 (86,2 - 98,1)

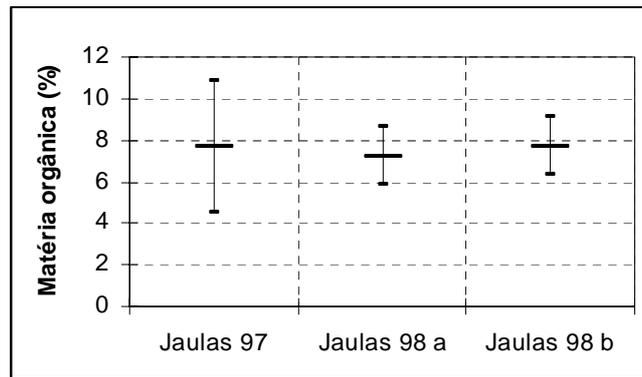


Figura 2.1. Percentagem média da matéria orgânica e respectivo desvio padrão do sedimento dos tanques onde decorreram os ensaios de crescimento de *S. senegalensis*.

A temperatura e a salinidade apresentaram alguma variação sazonal. As temperaturas registadas variaram entre 20 e 26°C (tabela 2.1), valores que permitem um bom desenvolvimento do linguado. Segundo Fond e Saksena (1977) a temperatura óptima para o crescimento da espécie *Solea solea* é entre 23 e 25°C. Para a espécie *S. senegalensis* estes valores são superiores dado que a sua distribuição é mais a Sul, portanto com preferência por águas mais quentes.

O sedimento dos tanques pode considerar-se vasoso em todas as situações, seguindo a classificação de Larssonneur (1977), visto que a vasa foi a fracção dominante e sempre superior a 75 % (tabela 2.2.).

A percentagem da matéria orgânica média, em cada ensaio, foi muito semelhante, situando-se entre 7,2 e 7,6 %, verificando-se, no entanto uma maior variação destes valores durante o ensaio que decorreu em 1997 (figura 2.1).

2.3.2. TAXA DE CRESCIMENTO

Os resultados referentes à determinação da taxa de crescimento de *S. senegalensis* são apresentados na tabela 2.3. Os valores obtidos variaram entre 1,3 e 3,07 %.

Tabela 2.3. Incremento em comprimento e taxas de crescimento específico para cada data de colheita das jaulas. (C_t médio - comprimento total médio; TCE – taxa de crescimento específico).

Local	Data colheita	Idade	C_t médio (introdução) (cm)	C_t médio (final) (cm)	Incremento (cm)	Incremento (%)	TCE (%)
Bocage 97	12-set-97	67	0,87	3,76	2,89	332,18	3,07
Bocage 97	10-out-97	94	0,87	6,56	5,69	653,91	2,79
Bocage(a)	16-jul-98	89	0,97	4,90	3,93	405,15	2,64
Bocage(b)	08-set-98	98	0,82	5,44	4,62	562,92	2,67
Bocage(a)	08-set-98	143	0,97	7,67	6,70	690,72	1,79
P. Sado	14-jul-99	91	0,99	4,67	3,68	371,72	2,50
P. Sado	16-jul-99	99	0,99	4,30	3,31	334,34	2,08
P. Sado	18-nov-99	226	0,99	11,78	10,79	1089,39	1,35
Corroios	15-jul-99	100	0,99	7,95	6,96	703,03	3,01
Corroios	20-jul-99	104	0,99	8,46	7,47	754,55	2,90
Corroios	05-ago-99	120	0,99	7,11	6,12	617,68	2,18
Corroios	16-set-99	162	0,99	7,69	6,70	676,77	1,54
Corroios	04-nov-99	212	0,99	10,33	9,34	943,43	1,30

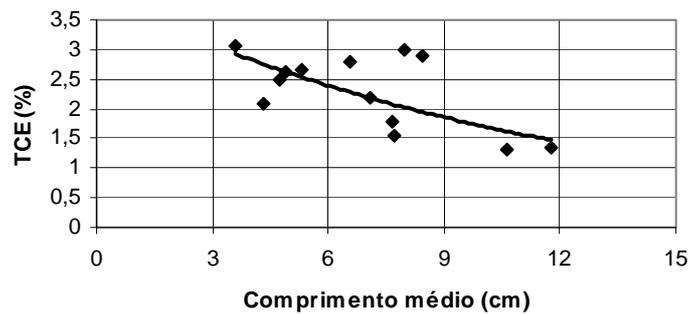


Figura 2.2. Valores da taxa de crescimento específico (TCE) de *S. senegalensis* em função do comprimento total médio.

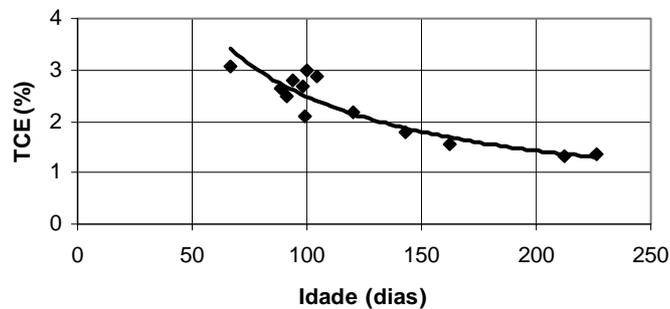


Figura 2.3. Valores da taxa de crescimento específico (TCE) de *S. senegalensis* em função da idade.

Na figura 2.2 estão representados os valores da taxa de crescimento específico, em função do comprimento médio total no final de cada experiência. Na figura 2.3 está ilustrado a taxa de crescimento específico em função da idade dos indivíduos.

O padrão evidenciado na figura 2.2, apesar de ser pouco claro, traduz um decréscimo da taxa de crescimento específico em função do comprimento. Na figura 2.3 em que se apresenta a relação da TCE e a idade dos linguados, o padrão evidencia claramente um decréscimo da taxa de crescimento com a idade.

Pode, portanto, dizer-se que maiores taxas de crescimento correspondem aos indivíduos com menor idade.

Procedeu-se à análise de variância das taxas de crescimento obtidas nas várias jaulas. A análise indicou existirem diferenças ($F_{12, 665} = 129,96$; $p < 0,000$). Assim, foi efectuado o teste à posteriori de Tukey cujos resultados estão ilustrados na Tabela 2.4 e na figura 2.4.

Tabela 2.4. Resultados do teste de Tukey efectuado aos valores das taxas de crescimento nas diferentes jaulas com os juvenis de *S. senegalensis* (probabilidades superiores a 0,05 são representados a cheio).

			Comparações múltiplas - Teste de Tukey												
Taxa de crescimento			{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}	{13}
Jaulas			3,07	2,64	2,50	2,79	2,67	2,08	3,01	2,89	2,18	1,79	1,54	1,30	1,35
Boc. 97 (67)	{1}			0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	1,00	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Boc. 98 (a) (89)	{2}		0,00		0,79	0,94	1,00	0,00	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P. Sado 99 (91)	{3}		0,00	0,79		0,11	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Boc. 97 (94)	{4}		0,22	0,94	0,11		0,99	0,00	0,66	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Boc. 98 (b) (98)	{5}		0,00	1,00	0,19	0,99		0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P. Sado 99 (99)	{6}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00
Corr. 99 (100)	{7}		1,00	0,02	0,00	0,66	0,04	0,00		1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corr. 99 (104)	{8}		0,69	0,04	0,00	1,00	0,01	0,00	1,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corr. 99 (120)	{9}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00
Boc.98 (a) (143)	{10}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,13	0,00	0,00
Corr. 99 (162)	{11}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13		0,22	0,70
Corr. 99 (212)	{12}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22		1,00
P.Sado 99 (226)	{13}		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	1,00	

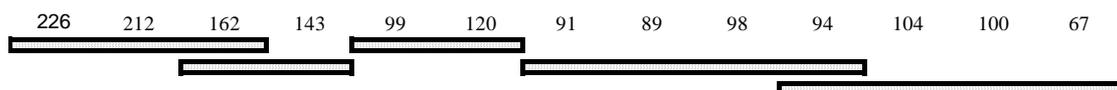


Figura 2.4. Diagrama representativo dos resultados das comparações múltiplas, efectuadas através do teste de Tukey.

O resultado do teste à posteriori de Tukey está ilustrado na figura 2.4. Apesar de haver, nestes resultados, alguma ambiguidade no caso das jaulas com as idades 94 e 162 que são semelhantes a grupos diferentes, este teste sugere não existirem diferenças entre as taxas de crescimento das jaulas com idades aproximadas.

Assim, podemos considerar um grupo com idades compreendidas entre os 2 e 3 meses de idade (67 e 104 dias) cujas taxas de crescimento registaram os valores mais elevados (2,5 a 3,1 %). Outro grupo, formado pelos linguados mais velhos, com idades entre 5 e 7 meses (143 a 226 dias) que apresentaram as menores taxas de crescimento (1,3 a 1,8%). Se considerarmos que os juvenis de 99 dias de idade tiveram um crescimento mais lento do que o normal devido a algum factor desconhecido que tenha ocorrido no interior da jaula, a taxa de crescimento obtida para os linguados com 120 dias de idade, (4 meses) pertenceria a um grupo com valores intermédios.

É de salientar que as diferenças entre os valores das taxas de crescimento são devidas, principalmente, às diferentes idades, não sendo evidente diferenças entre taxas de crescimento dos linguados provenientes de locais (pisciculturas) e/ou anos diferentes.

No presente estudo, a taxa média de crescimento específico foi de 2,4 %. Cabral, (1998b), registou valores de 0,52 % em juvenis de *S. senegalensis* com idade 0+, em ambiente natural no estuário do Tejo. Estes valores parecem indicar que as condições em que decorreram estes ensaios foram mais favoráveis ao crescimento dos juvenis desta espécie.

2.3.3. EQUAÇÃO DE CRESCIMENTO

2.3.3.1. Análise preliminar dos dados

Como já foi referido, para os ensaios de crescimento foram utilizados diferentes lotes de pós-larvas, que decorreram em anos, pisciculturas e estuários diferentes. Os tanques de terra utilizados eram idênticos quanto à configuração, estiveram sujeitos ao mesmo regime de circulação e renovação da água e apresentaram o mesmo tipo de sedimento. Estes factores, ao originarem características ecológicas muito próprias, proporcionaram condições ambientais idênticas.

Tendo como objectivo obter um modelo de crescimento para esta espécie em tanques de terra, e como as condições dos vários ensaios foram semelhantes, considerou-se poder agrupar todos os dados das diferentes jaulas para as análises posteriores.

Nos meses de Julho de 1997, Maio e Junho de 1998 e Maio de 1999, quatro lotes de pós-larvas de linguado produzidos em maternidade, com 22 a 30 dias de idade, foram previamente medidos e de seguida distribuídos por uma a seis jaulas submersas nos tanques de terra. Cada um dos pares (lote, jaula) foi amostrado (comprimentos totais e pesos individuais) ao fim de 45 a 196 dias de engorda. Cada amostra de comprimentos tem assim uma idade atribuída correspondente ao número de dias de intervalo (expresso como fracção do ano) entre a data de nascimento do lote na maternidade e a data em que foi amostrada uma das jaulas com esse lote.

Os resultados da amostragem foram de seguida triados no sentido de garantir, através da análise de variância, a homogeneidade das amostras de comprimentos para a mesma idade. Quando a análise de variância indicou que existiam diferenças no crescimento para as várias jaulas com indivíduos da mesma idade, efectuaram-se comparações múltiplas, através do teste de Tukey (Zar, 1999). Na análise posterior não se consideraram os comprimentos que eram diferentes.

Para verificar a normalidade da distribuição dos comprimentos fizeram-se gráficos com os valores esperados (assumindo uma distribuição normal) contra os valores observados. Aceitou-se que a distribuição era normal quando os valores observados não se afastavam consideravelmente dos esperados. A igualdade das variâncias foi testada, antes de se proceder a ANOVA, utilizando o teste de Bartlett (Zar, 1999).

Os pressupostos da ANOVA são a normalidade das populações e a homogeneidade das variâncias. Quando as amostras são de dimensões reduzidas e de tamanhos diferentes a violação destes é mais grave. Assim, quando estes pressupostos não foram verificados e as amostras eram pequenas e diferentes no tamanho, recorreu-se ao teste não paramétrico de Kruskal- Wallis, sendo a hipótese nula a testar a da igualdade dos comprimentos. Para as comparações múltiplas utilizou-se o teste de Dunn, semelhante ao teste de Tukey (Zar, 1999), mas em que as estatísticas de teste são calculadas a partir das ordens dos valores determinados para cada amostra. A sequência das comparações é ditada pela média das ordens, conforme descrito por Zar (1999), apesar de, segundo o autor, este procedimento de teste *a posteriori* poder conduzir a resultados ambíguos e pouco coerentes.

I a) Bocage 12-9-97 (67)

Data de introdução dos juvenis : 29 Julho 1997

Idade dos indivíduos na data de introdução : 21 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 12 de Setembro de 1997

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 67 dias

Número de jaulas : 3

Os valores dos comprimentos das 3 jaulas amostradas nesta data, apresentaram distribuição normal (figura 2.5) e as variâncias podem consideraram-se iguais (tabela 2.5). A ANOVA ($F_{2,41} = 3,87$; $p < 0,029$) permitiu rejeitar a hipótese das médias das populações em cada jaula serem iguais e portanto procedeu-se a comparações múltiplas, através do teste de Tukey. O resultado deste teste apresentou alguma ambiguidade (figura 2.6). Com efeito o teste de Tukey indicou, por um lado, que as médias dos comprimentos nas jaulas 1 e 3 se podem considerar diferentes e por outro que estas se podem considerar iguais entre as jaulas 1 e 2, e as jaulas 2 e 3. Não havendo conhecimento de qualquer situação diferente que tenha ocorrido no interior das jaulas, consideraram-se os comprimentos das 3 jaulas iguais.

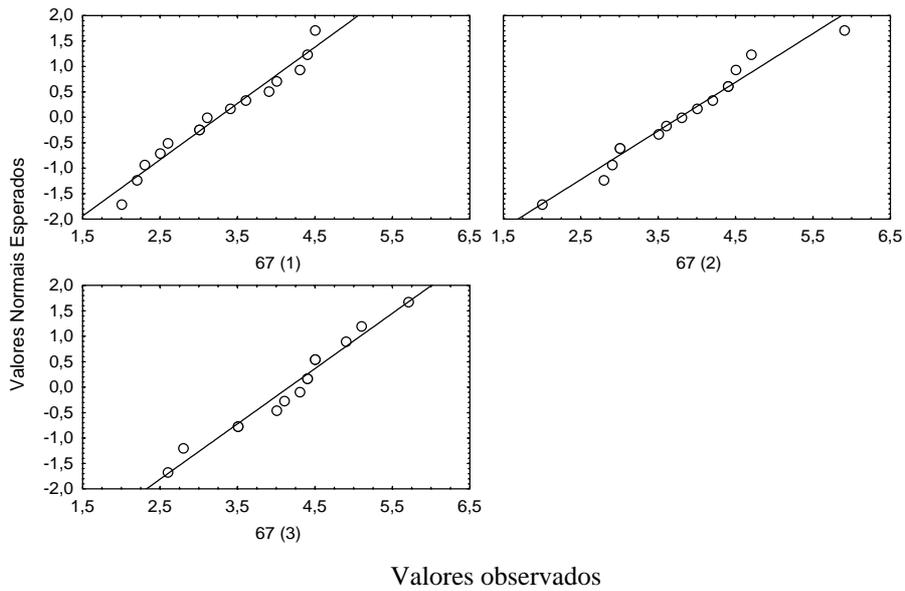


Figura 2.5. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 3 jaulas amostradas em 12-9-97.

Tabela 2.5. Resultados do teste de Bartlett

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
0,35	2	0,84

Tabela 2.6. Resultados do teste de Tukey efectuado aos dados dos comprimentos médios de *S. senegalensis* da amostragem de 12-9-97.

Teste de Tukey			
Jaulas	67{1}	67{2}	67{3}
67 (1)	3,25	0,25	0,02
67 (2)	0,25		0,48
67 (3)	0,02	0,48	



Figura 2.6. Diagrama representativo dos resultados das comparações múltiplas, efectuadas através do teste de Tukey.

I b) Bocage (a) 16-7-98 (89)

Data de introdução dos juvenis : 15 Maio 1998

Idade dos indivíduos na data de introdução : 30 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 16 de Julho de 1998

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 89 dias

Número de jaulas : 3

Os comprimentos observados em cada jaula apresentaram distribuição normal (figura 2.7) e as variâncias nas três jaulas podem ser consideradas iguais (tabela 2.7).

Como as médias das jaulas se podem considerar diferentes ($F_{2,85} = 72,3$; $p < 0,000$), procedeu-se ao teste de comparações múltiplas, que indicou existirem diferenças nos comprimentos médios em todas as jaulas (tabela 2.8). Por isso considerou-se apenas uma jaula (89(1)) e optou-se por aquela cujo comprimento médio é o mais próximo do valor obtido com esta idade em experiências anteriores (Castelo Branco *et al.*, 1998a).

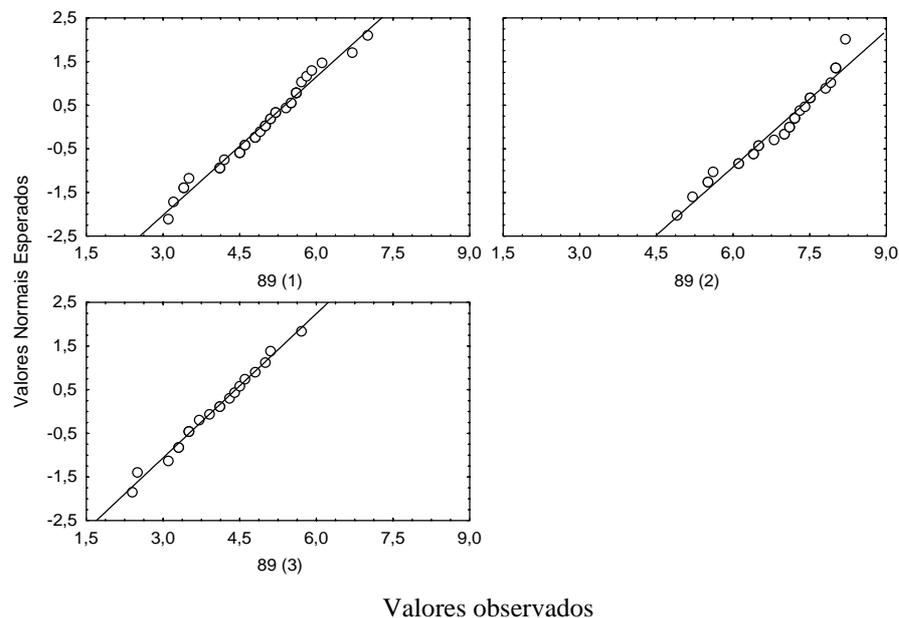


Figura 2.7. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 3 jaulas amostradas em 16 -7 -98.

Tabela 2.7. Resultados do teste de Bertlett.

Teste da Homogeneidade das Variâncias		
Bartlett		
Qui-quadr.	g.l.	p
0,08	2,00	0,96

Tabela 2.8. Resultados do teste de Tukey efectuados aos dados dos comprimentos médios de *S. senegalensis* amostrados em 16-7-98.

Teste de Tukey para n diferentes			
	89{1}	89{2}	89{3}
Jaulas	4,91	6,88	3,96
89 (1)		0,000	0,004
89 (2)	0,000		0,000
89 (3)	0,004	0,000	

II a) Praias do Sado 6-7-99 (91)

Data de introdução dos juvenis : 6 de Maio de 1999

Idade dos indivíduos na data de introdução : 30 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 6 de Julho de 1999

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 91 dias

Número de jaulas : 5

Os resultados referentes a este ensaio afastam-se um pouco da distribuição normal em cada jaula (figura 2.8) e as variâncias não podem ser consideradas iguais (tabela 2.9). Deste modo recorre-se ao teste de Kruskal – Wallis cujos resultados permitiram rejeitar a hipótese nula da igualdade de comprimentos entre jaulas. Em seguida procedeu-se ao teste à posteriori (teste de Dunn), cujos resultados indicaram que não existiam diferenças entre as jaulas, contradizendo o resultado da análise anterior (tabela 2.10). Nesta situação de ambiguidade optou-se por considerar as jaulas todas iguais, como indica o teste de Dunn, visto não haver conhecimento de alterações das condições no interior das jaulas

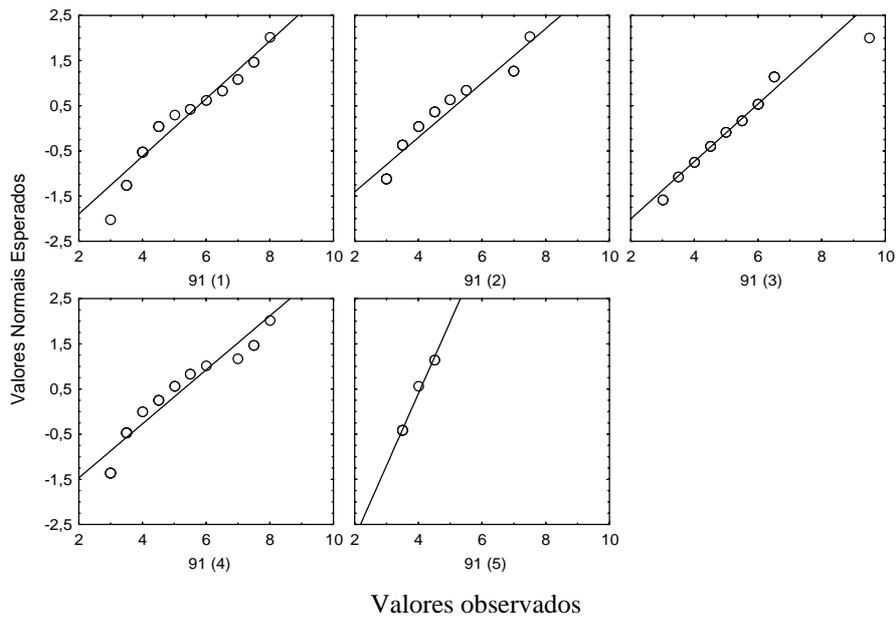


Figura 2.8. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 5 jaulas amostradas em 6 -7 -99.

Tabela 2.9. Resultados do teste de Bartlett

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
	Bartlett	
Qui -quadr.	g.l.	p
11,21	4	0,02

Tabela 2.10. Resultados do teste de Kruskal-Wallis e das comparações múltiplas *a posteriori* (teste de Dunn) efectuadas aos dados dos comprimentos médios da *Solea senegalensis* da amostragem de 6-7-99.

Teste de Kruskal-Wallis			Comparações múltiplas - Teste de Dunn		
Hc	g.l.	P	Jaulas	Erro-padrão	Q
12,18	4	0,016			Q_(0.05,5) = 2,807
Jaulas	Média das ordens	n	91 (3) vs 91 (5)	14,20	2,54
91 (1)	74,58	30	91 (3) vs 91 (2)	9,50	2,45
91 (2)	55,42	31	91 (3) vs 91 (4)	9,60	2,07
91 (3)	78,69	29	91 (3) vs 91 (1)	9,62	0,43
91 (4)	58,80	30	91 (4) vs 91 (2)	9,44	0,36
91 (5)	42,61	9			

(Hc – estatística do teste; g.l. graus de liberdade de teste Kruskal-Wallis; P – probabilidade; Q – estatística de teste de Dunn).

I a) Bocage 10-10-97 (94)

Data de introdução dos juvenis : 29 Julho 1997

Idade dos indivíduos na data de introdução : 21 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 10 de Outubro de 1997

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 94 dias

Número de jaulas : 2

Os comprimentos obtidos em cada uma das amostras colhidas em 10-10-97 apresentaram distribuição normal (figura 2.9) e as variâncias podem ser consideradas iguais (Tabela 2.11). A ANOVA ($F_{1,20} = 1,35$; $p < 0,2586$), permite aceitar a hipótese de que nas duas jaulas se obtiveram comprimentos médios iguais.

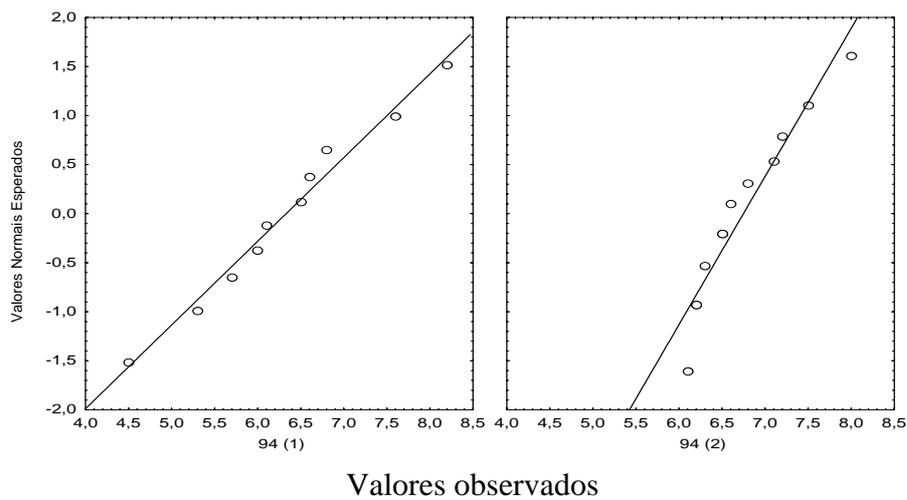


Figura 2.9. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 2 jaulas amostradas em 10 -10 -97 (94)

Tabela 2.11. Resultados do teste de Bartlett

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
3,33	1	0,07

I c) Bocage (b) 8-9-98 (98)

Data de introdução dos juvenis : 30 Junho 1998

Idade dos indivíduos na data de introdução : 28 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 8 de Setembro de 1998

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 98 dias

Número de jaulas : 3

Apesar destas amostras apresentarem distribuição normal (figura 2.10), as variâncias não podem ser consideradas iguais (tabela 2.12). A ANOVA pode considerar-se robusta quando o número de observações é igual, o que não acontece neste caso, e, portanto, optou-se por utilizar o teste de Kruskal-Wallis (tabela 2.13). Como este teste indicou que se devia rejeitar a hipótese da igualdade dos comprimentos, procedeu-se ao teste de comparações múltiplas subsequente o qual aponta para o facto de a jaula 98 (1) ser diferente das outras (figura 2.13), pelo que se exclui esta última jaula.

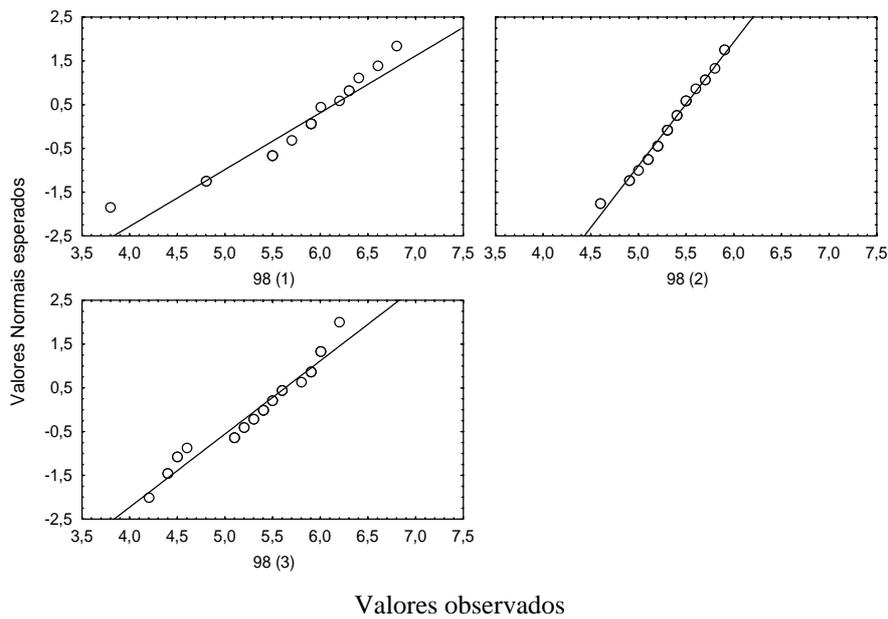


Figura 2.10. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 3 jaulas amostradas em 8-9-98.

Tabela 2.11. Resultados do teste de Bartlett.

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
12,3	2	0,002

Tabela 2.13. Resultados do teste de Kruskal-Wallis e das comparações múltiplas *a posteriori* (teste de Dunn) efectuadas aos dados dos comprimentos médios da *S. senegalensis* amostradas em 8-9-98.

Teste de Kruskal-Wallis			Comparações múltiplas - Teste de Dunn		
Hc	g.l.	P	Jaulas	Erro-padrão	Q
11,86	2	0,00			Q(0.05,5)=2,39
Jaulas	Média das ordens	n	98 (1) vs 98 (2)	6,59	3,30*
			98 (1) vs 98 (3)	6,59	2,71*
98 (1)	54,23	20	98 (2) vs 98 (3)	5,95	0,65
98 (2)	32,48	29			
98 (3)	36,36	29			

(* - resultados significativos, i.e. $P < 0,05$; Hc – estatística de teste; g.l. graus de liberdade; P – probabilidade; Q – estatística de teste).



Figura 2.12. Diagrama representativo dos resultados das comparações múltiplas, efectuadas através do teste de Dunn.

II a) Praias do Sado 14-7-99 (99)

Data de introdução dos juvenis : 6 de maio 1999

Idade dos indivíduos na data de introdução : 30 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 14 de Julho de 1999

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 99 dias

Número de jaulas : 4

Apesar das variâncias poderem ser consideradas iguais (tabela 2.14), a distribuição dos comprimentos, em algumas das jaulas, não segue a distribuição normal (figura 2.13). O teste de Kruskal-Wallis permite rejeitar a hipótese nula de igualdade dos comprimentos

entre jaulas. O teste de comparações múltiplas indicou serem os comprimentos dos linguados da jaula 99 (3) diferentes (tabela 2.15 e figura 2.14). Deste modo estes dados foram excluídos da análise posterior.

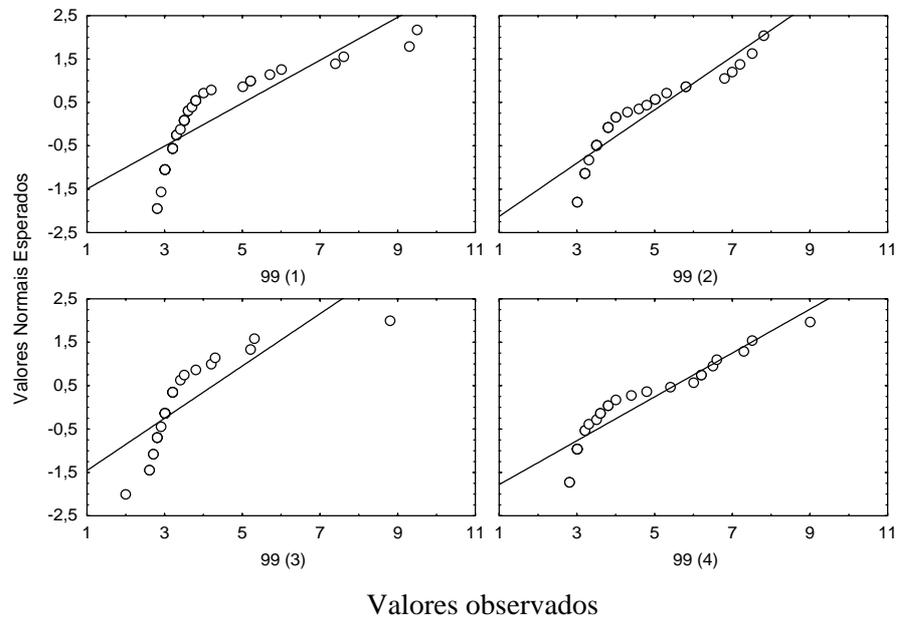


Figura 2.13. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 4 jaulas amostradas em 4 -7 -99.

Tabela 2.14. Resultados do teste de Bartlett

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
3,25	3	0,36

Tabela 2.15. Resultados do teste de Kruskal-Wallis e das comparações múltiplas *a posteriori* (Teste de Dunn) efectuadas aos dados dos comprimentos médios da *S. senegalensis* da amostragem de 4-7-99 (* - resultados significativos, i.e. $P < 0,05$; Hc – estatística de teste; g.l. graus de liberdade; P – probabilidade; Q – estatística de teste).

Teste de Kruskal-Wallis			Comparações múltiplas - Teste de Dunn		
Hc	g.l.	P	Jaulas	Erro-padrão	Q
11,86	2	0,002			$Q_{(0.05,5)}=2,39$
Jaulas	Média das ordens	n	99 (3) vs 99 (2)	9,9	4,3 *
			99 (1) vs 99 (2)	8,9	1,94
99 (1)	66,36	45	99 (3) vs 99 (4)	10,31	3,40*
99 (2)	83,67	32	99 (3) vs 99 (1)	9,18	2,75 *
99 (3)	41,10	29			
99 (4)	76,13	27			

(* - resultados significativos, i.e. $P < 0,05$; Hc – estatística de teste; g.l. graus de liberdade; P – probabilidade; Q – estatística de teste).



Figura 2.14. Diagrama representativo dos resultados das comparações múltiplas, efectuadas através do teste de Dunn.

I b) Bocage (a) 8-9-98 (143)

Data de introdução dos juvenis : 15 Maio 1998

Idade dos indivíduos na data de introdução : 30 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 8 de Setembro de 1998

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 143 dias

Número de jaulas : 2

Os comprimentos dos linguados em cada uma destas duas jaulas apresentaram uma distribuição normal (figura 2.15) e as variâncias podem ser consideradas iguais (tabela 2.16). O resultado da ANOVA ($F_{1,61} = 1,75$; $p < 0,191$) permite não rejeitar a hipótese nula da igualdade das médias dos comprimentos das jaulas.

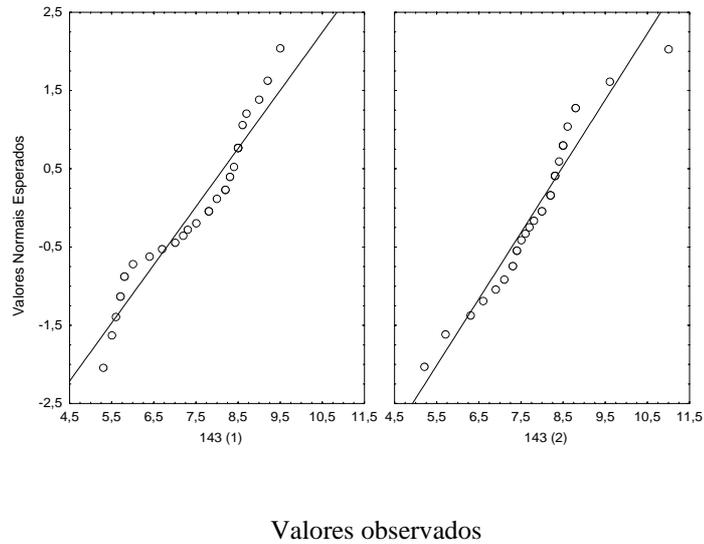


Figura 2.15. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 2 jaulas amostradas em 8 -9 -98.

Tabela 2.16. Resultado do teste de Bartlett.

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
0,51	1	0,48

I Ib) Corroios 4-11-99 (212)

Data de introdução dos juvenis : 6 Maio 1999

Idade dos indivíduos na data de introdução : 30 dias

Data em que a amostragem foi efectuada: 4 de Novembro de 1999

Idade dos indivíduos na data da amostragem : 212 dias

Número de jaulas : 2

As amostras referentes a esta data podem considerar-se diferentes segundo os resultados da análise de variância ($F_{1,41} = 9,18; p < 0,004$). A ANOVA foi usada dado que a distribuição dos comprimentos em cada jaula segue a distribuição normal (figura 2.16) e as variâncias nas duas jaulas podem ser consideradas iguais (tabela 2.17). Assim, utilizou-se

apenas uma das amostras tendo-se optado por aquela que tinha maior número de observações.

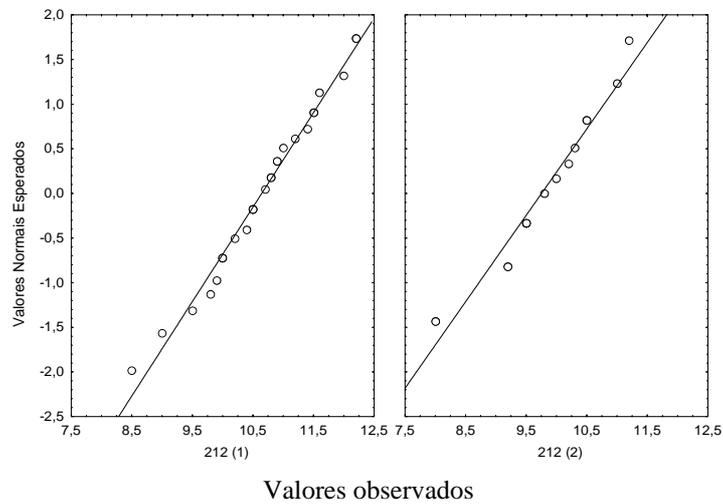


Figura 2.16. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nas 2 jaulas amostradas em 4 -11 -99.

Tabela 2.17. Resultados do teste de Bartlett.

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui -quadr.	g.l.	p
0,034	1	0,85

2.3.3.2. Modelo de crescimento

Na tabela 2.18 está resumida a informação relativa aos ensaios de crescimento das jaulas.

Tabela 2.18. Síntese dos dados relativos aos ensaios de crescimento com referência do número das jaulas cujos dados foram utilizados para o ajuste do modelo de crescimento.

Lote	Ano	Local	Mês de Introd.	Idade de introd.	Dias de engorda	Idade de amostragem	nº jaulas	nº jaulas utilizadas	Sobrevivencia (%)	nº de obsrv.							
1º	1997	Bocage	Julho	22	45	67	3	3	76 77 73	45							
				22	73	95	2	2	n. det.	22							
2º	1998	Bocage (a)	Maio	30	59	89	3	1	88	38							
				30	113	143	2	2	30 45	63							
3º	1998	Bocage (b)	Junho	28	70	98	3	2	99 98	59							
4º	1999	P. Sado	Maio	30	61	91	5	5	34 58 21 45 43	129							
									P. Sado		30	69	99	4	3	32 22 66	104
																P.Sado	
	Corroios	Maio	30	69	100	1	1	1	1	41	20						
										74	104	1	1	50	79		
										90	120	1	1	99	61		
										132	162	1	1	90	31		
										182	212	2	1	62	28		

Os resultados do ajuste do modelo de Schnute aplicados ao crescimento dos juvenis de *S. senegalensis* encontram-se sumariados na tabela 2.19.

Tabela 2.19. Resultados relativos ao ajustamento do modelo de Schnute aos dados dos comprimentos em função do tempo.

	Modelo de Schnute			
	Solução geral	Soluções particulares:		
Parâmetros:				
Y 1 (cm)	0,60	0,82	1,40	2,81
Y 2 (cm)	11,15	10,73	7,00	13,24
a	2,43	6,17	0,00	0,00
b	0,80	0,00	1,51	0,00
S.mínimos quadrados	1958,90	1987,28	2111,53	3176,71

A soma dos quadrados dos resíduos é máxima para a solução em que $a=0$ e $b=0$ enquanto que o tamanho esperado para y_2 é irrealistamente baixo na solução em que $a=0$ e $b \neq 0$, o que revela o mau ajuste destes dois modelos aos dados. O modelo geral de Schnute ($a \neq 0, b \neq 0$) apresenta o menor valor para a soma dos quadrados dos resíduos sendo portanto a que melhor se ajusta aos dados. No entanto, a solução que inclui o modelo de Gompertz ($a \neq 0, b = 0$), apresenta uma soma de quadrados da mesma ordem de grandeza que o modelo generalizado e tem a vantagem de ter menos um parâmetro. Procedeu-se então ao cálculo da estatística F : a razão das variâncias é de 13,71 superior a $F_{0,05,1,902} = 3,84$, ou seja, a hipótese nula é rejeitada para um nível de significância de 5%. A solução de Schnute pode considerar-se melhor do que a solução de Gompertz.

Um dos casos particulares da solução geral é o modelo de von Bertalanffy. A escolha deste caso particular implica a aceitação da hipótese nula em que $b=1$. A tabela 2.20 apresenta os resultados do ajuste do modelo de von Bertalanffy.

Tabela 2.20. Resultados relativos ao ajustamento do modelo de von Bertalanffy aos dados dos comprimentos em função do tempo.

Modelo de von Bertalanffy	
Parâmetros:	
Y_{∞}	19,01
k	1,55
t_0 (meses)	0,04
S.mínimos quadrados	1965,42

A soma de quadrados dos resíduos é semelhante à soma obtida para a solução geral e a razão de variâncias observada (1,03) está abaixo do valor limite desta razão para o nível de significância de 5%, portanto tanto a solução geral como o modelo de von Bertalanffy podem considerar-se como tendo um bom ajuste aos dados.

Incorporando as estimativas dos parâmetros obtidas para a equação generalizada de Schnute, temos então :

$$Y_t = \left[0,60^{0,8} + \left(11,15^{0,8} - 0,60^{0,8} \right) \frac{1 - e^{-2,43(t-0,06)}}{1 - e^{-2,43(0,619-0,06)}} \right]^{1/0,8}$$

$$Y_t = (9,012(1 - e^{-2,427(t-0,0603)}))^{1,25}$$

ou, na forma aproximada de von Bertalanffy :

$$Y_t = 15,6758(1 - e^{-2,427(t-0,03)})^{1,25}$$

Na figura 2.17 representa-se a curva definida pela equação generalizada de Schnute e os comprimentos observados.

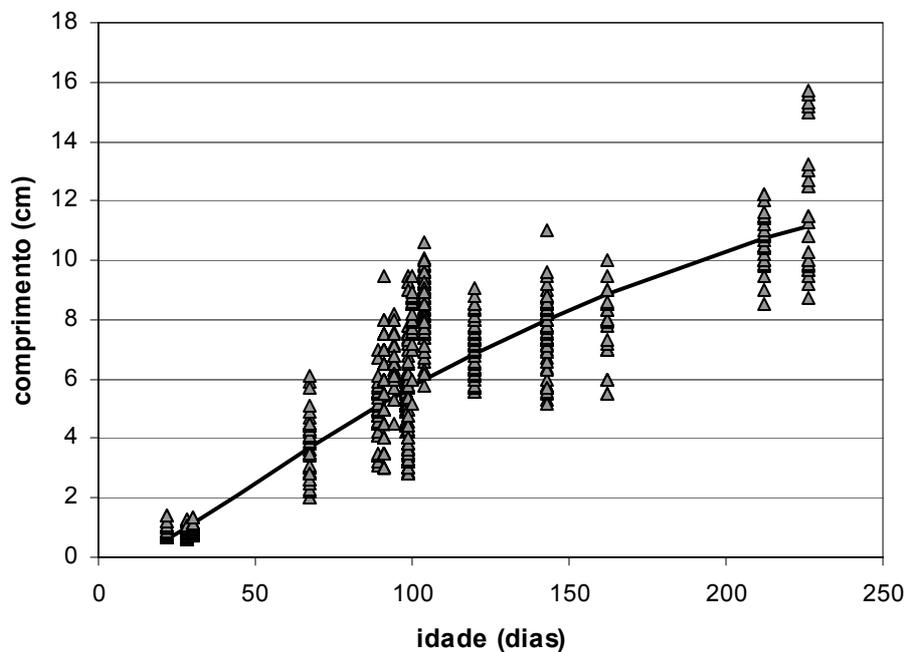


Figura 2.17. Relação obtida pelo ajustamento da equação generalizada de Schnute aos dados de crescimento de *S. senegalensis*.

Os parâmetros da equação de Schnute estão sumariados na tabela 2.21.

Tabela 2.21. Valores dos parâmetros relativos ao modelo generalizado de Schnute.

Parâmetros	Valores	Unidades	Descrição
Y_{∞}	15,68	Tamanho (cm)	Tamanho assimpótico
t_0	0,03	Tempo (ano)	Idade do tamanho zero teórico
y^*	2,11	Tamanho (cm)	Tamanho de inflexão do crescimento
t^*	0,12	Tempo (ano)	Idade de inflexão do crescimento
t_1	0,06	Tempo (ano)	Idade mínima observada
t_2	0,62	Tempo (ano)	Idade máxima observada
z_1	7,15	Tempo ⁻¹	Taxa do crescimento relativo à idade t_1
z_2	0,19	Tempo ⁻¹	Taxa do crescimento relativo à idade t_2
z^*	12,07	Tempo ⁻¹	Taxa de crescimento relativo à idade de inflexão

Na tabela 2.22 apresentam-se as estimativas dos parâmetros, com a correção do enviesamento, assim como os limites dos intervalos de confiança para os níveis de significância de 0,2 e 0,5.

Tabela 2.22. Parâmetros corrigidos e ordinários do modelo de Schnute e respectivos intervalos de confiança aos níveis de significância de 0,2 e 0,5.

	Estimativa corrigida	Estimativa ordinária	Estimativa ordinária %	Nível significância 0,2		Nível significância 0,5	
				IC inf	IC sup	IC inf	IC sup
y_{∞}	17,731	15,676	-15,1	15,292	23,110	17,268	22,530
t_0	0,029	0,029	-1,4	0,003	0,041	0,018	0,036
y^*	1,910	2,106	8,5	0,682	2,821	1,342	2,420
t^*	0,116	0,121	4,0	0,071	0,154	0,097	0,138
Y_1	0,624	0,599	-4,337	0,582	0,655	0,602	0,644
Y_2	11,342	11,145	-1,798	10,959	11,702	11,141	11,566
a	1,626	2,427	24,824	1,055	2,612	1,160	2,066
b	0,863	0,799	-8,699	0,642	1,055	0,755	0,962

A maioria dos parâmetros apresenta estimativas ordinárias com enviesamentos relativos da normalidade inferiores a 10%, com excepção dos parâmetros a e Y_{∞} . A estimativa destes parâmetros têm uma incerteza maior que a associada à estimativa dos outros parâmetros da curva de crescimento. Os intervalos de confiança indicam com 80% de probabilidade que o parâmetro a se situa entre 1,055 e 2,62, e o Y_{∞} entre 15,29 e 23,11 cm. O valor do tamanho limitante só deverá ser considerado para o período inicial do

crescimento que é interrompido pela primeira época invernal: o linguado pára de crescer no Inverno quando as temperaturas baixam. Assim, o modelo será válido apenas para o período estudado - primeiros 7 meses de vida.

A estimativa corrigida para o enviesamento do parâmetro b confirma que este valor é inferior a 1. Portanto, para os dados actualmente disponíveis, é mais provável que o crescimento inicial dos linguados em tanques de terra siga uma curva do modelo generalizado de Schnute, logística e assintótica (cruzando o eixo do tempo em τ_0 , com inflexão em (y^*, τ^*) e limitada por y_∞) que uma curva assintótica sem ponto de inflexão (de von Bertalanffy se $b = 1$).

A equação de Schnute tem a vantagem de dar mais informação sobre o crescimento ao permitir definir dois tipos de aceleração: uma aceleração positiva, até ao ponto de inflexão, e a partir deste ponto uma aceleração negativa. Existe 80% de probabilidade, nas condições de cultura em que os ensaios decorreram, de que esta mudança na aceleração se dê quando os peixes atingem entre 26 e 56 dias de idade. A desaceleração poderá estar relacionada com uma alteração no regime alimentar. Lasserre e Lasserre (1979) registaram uma mudança da dieta de uma população de *S. solea* introduzida numa lagoa acondicionada aos 45 dias de idade. A alimentação, segundo o mesmo autor, era constituída quase exclusivamente por copepodes harpaticóides e passou para larvas de insectos e pequena macrofauna. Lagardère *et al.* (1994) verificaram também uma diminuição da taxa de crescimento de *S. solea* produzido em jaulas colocadas dentro de tanques de terra, após um mês de idade.

Na tabela 2.23 apresentam-se os comprimentos estimados com correcção do enviesamento e os intervalos de confiança *bootstrap*. Na figura 2.18 está representada a curva de crescimento corrigida para o enviesamento bem como os intervalos de confiança estimados para o nível de significância de 0,2.

Tabela 2.23. Comprimentos (cm) corrigidos e ordinários e os respectivos intervalos de confiança aos níveis de significância de 0,2 e 0,5.

Idade (dias)	Estimativa corrigida	Estimativa ordinária	Estimativa ordinária %	Nível significancia 0.2		Nível significancia 0.5	
				IC inf	IC sup	IC inf	IC sup
28	1,08	1,03	-5,38%	0,79	1,55	0,91	1,29
67	4,13	3,99	-3,86%	2,71	5,78	3,35	4,93
99	6,03	5,99	-0,76%	4,24	7,74	5,15	6,92
120	7,11	7,12	0,14%	5,31	8,71	6,23	7,96
162	9,00	9,01	0,14%	7,55	10,14	8,31	9,61
226	11,31	11,13	-1,65%	10,93	11,70	11,11	11,53

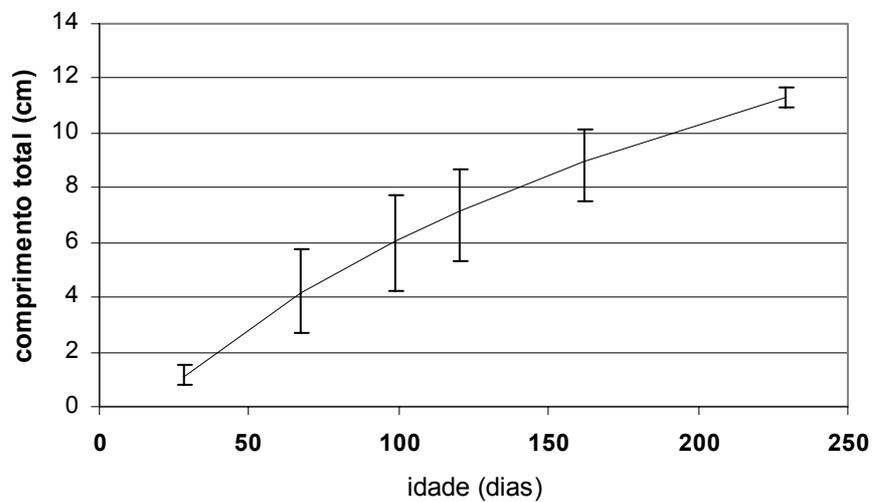


Figura 2.18. Relação obtida pelo ajustamento do modelo generalizado de Schnute, aos dados de crescimento de *S. senegalensis* com a correcção do enviesamento e os respectivos intervalos de confiança para o nível de significância de 0,2.

Outro dos aspectos estudados no presente trabalho foi a relação entre o peso e o comprimento dos indivíduos. Na tabela 2.24 apresentam-se os principais resultados da análise de regressão efectuada com os dados logaritmizados.

Substituindo estas estimativas e passando a anti-logaritmos o modelo pode ser expresso por :

$$P_t = 0,0057.Ct^{3,1649}$$

Esta relação é representada graficamente na figura 2.19.

Tabela 2.24. Resultados da análise da regressão para a relação peso/ comprimento dos indivíduos de *S. senegalensis*.

Análise de regressão: $\log(Pt) = \log(a) + b \cdot \log(Ct)$			
$R^2=0,98$; $F = 23869,53$, $P=0,000$			
	Coeficiente	t	P
log(a)	-2,244	-141,272	0
b	3,165	154,498	0

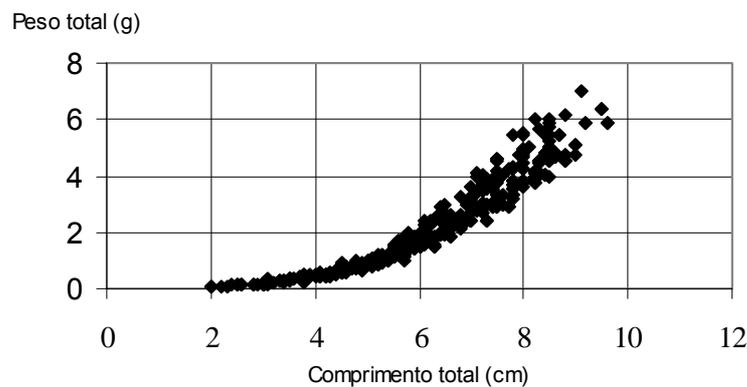


Figura 2.19. Relação peso/comprimento determinada para os juvenis de *S. senegalensis*.

A idade máxima com que os linguados foram amostrados foi de 226 dias. Ao estimar o comprimento a que correspondem os juvenis desta idade com a equação de Schnute obtemos um comprimento de 11,34 cm e um peso de 12,41 g a partir da relação comprimento/peso. Os linguados com 7 meses de idade têm 80% de probabilidade de atingirem um comprimento que se situa entre 10,9 e 11,7 cm e um peso entre 11,0 e 13,7 g.

Rodríguez *et al*, 1995 obtiveram juvenis de *S. senegalensis* de 5,65 e 9,61 g com 224 dias de idade após terem introduzido linguados de 0,2 g directamente em tanques de terra. O período de crescimento decorreu entre Maio e Outubro do ano seguinte. Estes autores obtiveram sobrevivências entre 4 e 19% com cargas iniciais de 3 e 4 linguados por m^2 . No presente trabalho o peso obtido com juvenis de 226 dias foi mais elevado -12,4 g – e as sobrevivências variaram entre 21 e 99% (tabela 2.18). Os elevados valores de sobrevivência obtidos indicam que o facto do crescimento dos juvenis ter decorrido no interior de jaulas impediu o efeito da predação natural existente nos tanques. Por outro lado estes resultados sugerem também que a estrutura utilizada permitiu um bom desenvolvimento de presas adequadas à dieta de juvenis de linguado.

2.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES

As elevadas taxas de crescimento que se obtiveram nestes ensaios indicam as boas condições proporcionadas pelas jaulas onde os juvenis de *S. senegalensis* se desenvolveram. Desde a introdução das pós-larvas nas jaulas assistiu-se a um crescimento rápido, sugerindo não ter havido um período de adaptação ao novo ambiente.

O facto do crescimento dos juvenis ter decorrido no interior de jaulas impediu o efeito da predação natural existente nos tanques. Por outro lado, a estrutura utilizada permitiu um bom desenvolvimento de presas adequadas à dieta de juvenis de linguado.

Os resultados obtidos demonstram que é possível proceder-se à pré- engorda de juvenis de *S. senegalensis*, a partir de indivíduos com 20 e 30 dias de idade, em tanques de terra à custa apenas da produção de alimento natural. Esta metodologia simples e não poluente para o ambiente é uma boa alternativa para se ultrapassar as dificuldades de transferência do alimento natural para a dieta artificial. Até à data, esta transferência de alimentação tem sido associada a elevadas mortalidades e a baixos crescimentos.

O modelo de crescimento obtido permite descrever e quantificar o crescimento, de *S. senegalensis*, com razoável fiabilidade, nas condições de cultura descritas e na área geográfica dos estuários do Tejo e do Sado. Ao fim de 7 meses os juvenis de *S. senegalensis*, têm 80% de probabilidade de atingirem um comprimento que se situa entre 10,9 e 11,7 cm e um peso entre 11,0 e 13,7 g. Linguados com estas dimensões correspondem a peixes suficientemente robustos para suportar as eventuais agressões do ambiente natural e com peso adequado para atravessarem o Inverno com menores riscos de mortalidade.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

3.1. INTRODUÇÃO

A comunidade bentónica presente numa determinada área reflecte as condições ambientais locais (Hargrave e Thiel, 1983). A intensificação da aquacultura em tanques de terra acarreta um aumento apreciável da matéria orgânica (restos de ração, fezes). O excesso da matéria orgânica afecta as comunidades de macroinvertebrados bentónicos provocando entre outros efeitos: a) diminuição da riqueza específica; b) aumento da densidade de indivíduos constituída por poucas espécies oportunistas; c) diminuição da biomassa, apesar de existirem casos em que se verifica um aumento provocado pela elevada densidade que alcançam as espécies oportunistas; d) diminuição do tamanho médio dos indivíduos (Weston, 1990).

A *S. senegalensis* alimenta-se de organismos bentónicos, principalmente de poliquetas (Braber e Groot, 1973), mas também de anfípodos e bivalves (Cabral, 1998b). A produção bentónica dos tanques de terra é portanto um factor limitante para a cultura desta espécie de linguado sendo o povoamento de macrobentos o recurso que determina a capacidade de carga dos tanques (Cuenco *et al.* , 1985).

O objectivo principal deste capítulo foi o de analisar a composição e a estrutura da comunidade macrobentónica associada às diferentes estratégias de cultura aplicadas a cada tanque e avaliar o estado de perturbação das mesmas.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. ANÁLISE AMBIENTAL

3.2.1.1. Caracterização do local

O ensaio sobre o crescimento de linguados foi desenvolvido entre 1993 e 1995, no estabelecimento de piscicultura “Tentativa três” localizado no estuário do rio Sado, na zona de Faralhão, mais propriamente no esteiro da Marateca, numa zona denominada Boca da Casada- Faralhão, (figura 3.1).

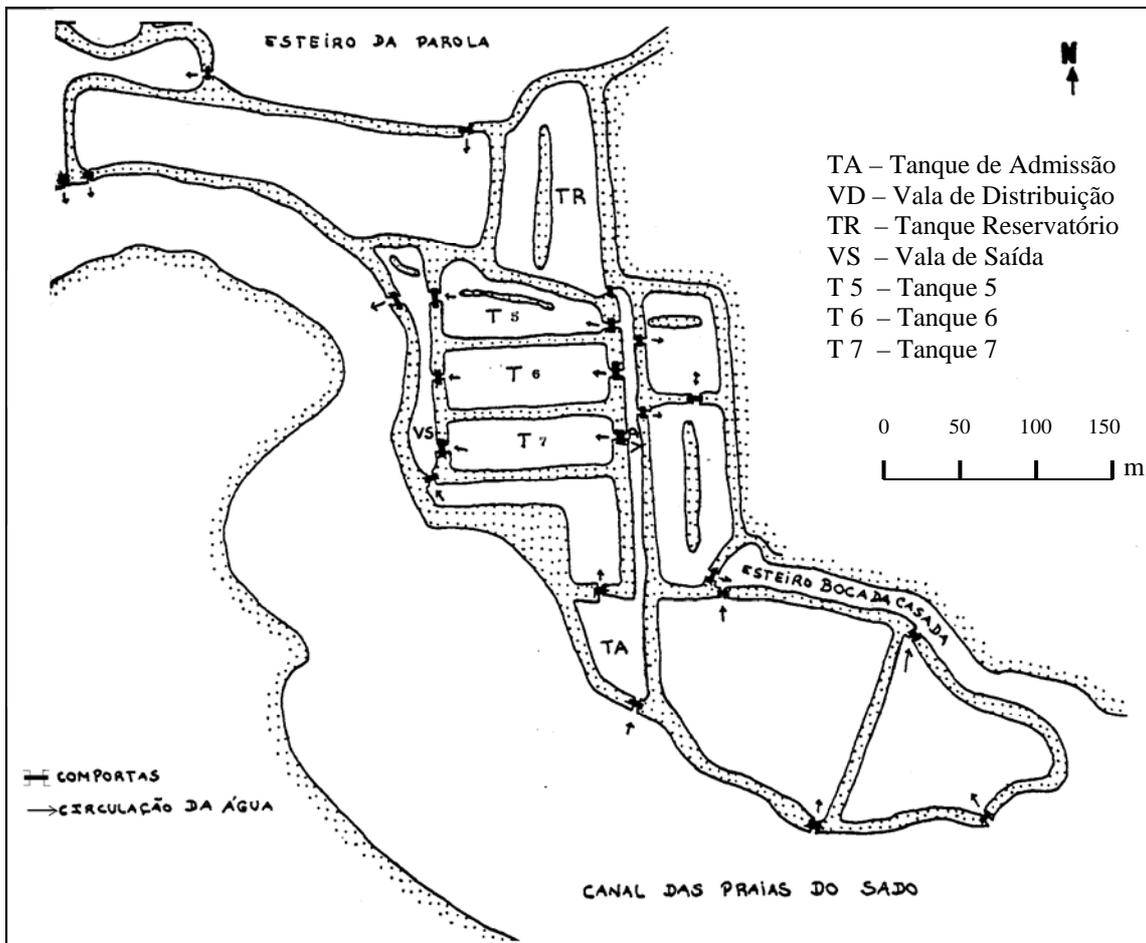


Figura 3.1. Representação esquemática dos tanques constituintes da piscicultura e da circulação da água.

Esta unidade aquícola constitui um aproveitamento das antigas salinas “Perdigão” e “Frades do Carmo”, e ocupa uma área de cerca de 8 ha divididos em tanques de cultura por muros de terra e pedras, com fundos também de terra, e comportas de betão com corredeiras de madeira de pinho.

A piscicultura é alimentado pela água do esteiro da Parola, com cerca de 50 m de largura e 3 m de profundidade, e pelo canal das Praias do Sado, com mais de 200 m de largura.

Cada tanque de cultura, tem duas comportas localizadas em cada um dos topos, sendo uma de entrada e outra de saída de água. A comporta de saída está a uma cota inferior em 0,2 metros para permitir a saída de água para a vala de saída. As comportas estão protegidas com uma rede em fio de nylon com malha de 5 mm, para evitar a entrada de predadores e competidores ou a fuga de peixes em crescimento.

Integrado no sistema de água do canal das Praias do Sado, este estabelecimento aquícola comunica com o exterior através de uma comporta principal de entrada e por comportas de saída. A entrada da água é feita pela acção das marés e por gravidade, sendo também possível efectuar o escoamento total dos tanques por esse mesmo processo. A mudança da água é efectuada bimensalmente (nas marés vivas), permanecendo retida, durante cerca de dez dias, no interior dos tanques de cultura.

Quando a maré atinge uma determinada altura, com possibilidade de enchimento, a água entra pela comporta principal para um tanque de admissão ou reservatório (figura 3.1). Esta comporta possui batentes ao nível de 1,8 metros, que permitem a entrada automática de água sempre que os níveis de maré atinjam as cotas para que estão programadas. Do reservatório passa para a vala de distribuição, cuja cota é superior à dos tanques de cultura, assegurando assim a distribuição e renovação das águas – através de comportas internas – pelo princípio dos vasos comunicantes (Ramos *et al.*, 1989). Os tanques escoam pela comporta de saída, para uma vala que comunica com o canal das Praias do Sado através de uma comporta geral de escoamento.

Em cada um dos três tanques experimentais a carga dos linguados introduzida foi de 0,4 a 0,5 juvenis por m², tendo – se desenvolvido uma estratégia de cultura diferente em cada:

Tanque 5 – Introdução de 2670 juvenis de *Solea senegalensis* entre 22 de Junho e 23 de Julho de 1993. Neste tanque já tinham sido introduzidos, em 1 de Junho de 1993, 2000 robalos, com um peso médio individual de 2,6 g, adquiridos numa unidade de

produção industrial. Os robalos foram alimentados com ração comercial específica para a espécie, através de um alimentador automático para distribuição de granulado. A quantidade de alimento fornecida diariamente foi no início de 4% da estimativa da biomassa de robalos existente no tanque, diminuindo progressivamente até 1%, com o crescimento dos robalos.

Tanque 6 – Introdução de 2282 juvenis de *S. senegalensis* entre 17 de Junho e 2 de Julho de 1993. Neste tanque não se forneceu alimento suplementar e foi considerado como o tanque de referência.

Tanque 7 – Introdução de 2055 linguados selvagens entre 12 de Julho e 22 de Julho de 1993. Neste tanque foi administrada uma dieta comercial. Numa primeira fase foi colocada uma cerca neste tanque de forma a manter os linguados confinados a uma área restrita de cerca de 50 m², para que a dieta fornecida não se dispersasse e fosse mais facilmente detectada pelos juvenis.

A dieta utilizada foi uma ração comercial própria para linguados, oferecida em pasta húmida. A composição bioquímica era de 53% de proteína bruta, 8% gordura e 12% cinzas (em base seca). No início, a percentagem da ração distribuída diariamente foi de 10% da biomassa estimada, tendo sido gradualmente reduzida até 2%.

Determinaram-se mensalmente os seguintes parâmetros físico-químicos nos três tanques: temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, pH, amónia, nitritos e nitratos. Num dos tanques a medição da temperatura e salinidade foi diária. A metodologia e os equipamentos foram os mesmos que estão indicados no capítulo anterior (2.2.1).

3.2.2. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS

3.2.2.1. Amostragem

A composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi estudada com base em colheitas realizadas nos três tanques onde decorreram os ensaios de crescimento dos linguados.

A periodicidade da amostragem foi mensal, exceptuando-se o período que decorreu entre Novembro a Janeiro, em que se efectuou amostragem apenas em Dezembro.

As colheitas de sedimento foram efectuadas com uma draga Ekman-Birge de área de abertura de 0,0225 m² (15 cm x 15cm). Em cada tanque foram efectuadas três

dragagens (figura 3.2), tendo sido guardadas individualmente em sacos de plástico, aos quais se adicionou formol diluído a 4%, corado com Rosa de Bengala e neutralizado com borato de sódio.

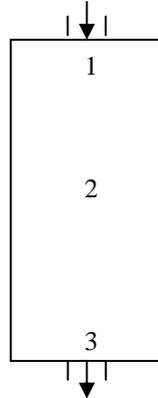


Figura 3.2. Esquema do tanque com a localização das estações de amostragem: 1, junto a comporta de admissão, 2 no meio do tanque e 3, junto à comporta de saída. As setas indicam a entrada e a saída de água.

A triagem das amostras foi realizada em laboratório através de uma rede com malha de 0,5 mm e sob fluxo de água. O material recolhido no crivo foi transferido para frascos de vidro e conservado em álcool a 70%. Posteriormente, procedeu-se à contagem dos indivíduos e à sua identificação até ao nível da espécie sempre que possível, sob uma lupa binocular. O termo *taxon* é usado para indicar o menor nível conseguido para o estudo da comunidade. Foram utilizadas as seguintes chaves de identificação: Fauvel, 1923 e 1927; Barnes, 1994a.

3.2.2.2. Estimativa da biomassa

A biomassa dos invertebrados bentónicos foi estimada pelo método do peso seco livre de cinzas.

Os pesos secos (PS) foram determinados secando as amostras na estufa a 60°C durante 48 h, após atingirem um peso constante. As amostras foram pesadas numa balança de precisão com uma aproximação de 0,01 mg, após arrefecerem num excicador. O peso seco livre de cinzas (PSLC) foi determinado após as amostras serem reduzidas a cinzas numa mufla durante 3 horas a 450°C. O PSLC é obtido pela diferença entre o PS e o peso das cinzas.

No caso das espécies bentónicas que apresentavam diferenças acentuadas de tamanhos (*Nereis diversicolor*, bivalves, anfípodos e larvas de insectos) e no caso dos gastrópodes uma vez que era necessário partir a concha para verificar a presença de organismos no seu interior, a determinação do PSLC foi efectuada da seguinte maneira:

Foram colhidas amostras adicionais de macrofauna que não foram preservadas e os indivíduos da mesma espécie foram separados por classes de tamanho. Para cada intervalo de classe determinou-se o PSLC médio. Estes valores foram usados para calcular a recta de regressão que relacionasse o PSLC com o tamanho. Estas relações permitiram estimar a biomassa a partir dos tamanhos das estruturas dos indivíduos presentes nas amostras. As medições foram efectuadas à lupa com uma ocular micrométrica.

Mediu-se o comprimento total e a largura do 10º segmento (aproximação de 1 mm) do poliqueta *N. diversicolor* que se parte facilmente durante o processo de triagem e a recta de regressão foi calculada a partir de uma amostra de 100 indivíduos.

O peso seco livre de cinzas da *Cyathura carinata*, foi estimado através das relações comprimento cefálico / comprimento total e comprimento total / PSLC calculada por Marques *et al.* 1994 dado que não foi possível colher um número suficiente de exemplares para a determinação do PSLC através do método anteriormente descrito.

Na tabela que se segue estão registadas as estruturas que foram medidas para cada espécie cuja biomassa foi determinada da forma acima referida.

Tabela 3.1. Organismos bentónicos e as respectivas estruturas que foram medidas.

	Dimensão usada na regressão com PSLC
<i>Abra ovata</i>	Largura da concha
<i>Cerastoderme glaucum</i>	Largura da concha
<i>Hydrobia</i> spp.	Comprimento da concha
<i>Cyathura carinata</i>	Comprimento cefálico
<i>Nereis diversicolor</i>	Largura do 10º segmento
<i>Chironomus salinarius</i> (larva)	comprimento total

Para os indivíduos cujos exemplares apresentavam tamanhos reduzidos formaram-se grupos de forma a obter valores mensuráveis e de seguida determinou-se o PSLC, directamente. Este foi o caso da *Melinna palmata*, *Branchioma* sp, *Capitella* spp., *Polidora ciliata*, *Heteromastus filiformi*, *Cirratulidae*, *Streblospio shrubsolii*, copépodes e

poliquetas não identificados. Porções de moluscos não identificados bem como os exemplares de Anthozoa foram pesados à parte. Para as restantes espécies foram utilizados valores de PSLC médios individuais retirados da bibliografia.

3.2.2.3. Análise de dados

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados foi descrita para cada data de amostragem, com base nos seguintes parâmetros: densidade total, biomassa total, nº de *taxa* (S), índice de diversidade (H') e de equitabilidade (J'), (Pielou, 1966).

Em cada um dos tanques e para cada taxon, os dados de cada estação de amostragem foram agrupados de forma a obter resultados sobre densidades em cada tanque, por data de amostragem. Os dados foram padronizados por área amostrada de forma a indicarem densidades médias por data de amostragem e por m².

Para cada um dos tanques, os valores da biomassa de cada estação de amostragem foram agrupados de forma a obter dados sobre biomassas por m², por tanque e em cada ocasião.

A variação da densidade e da biomassa do macrobentos total e das espécies mais abundantes, ao longo do período estudado, foi analisada em cada tanque.

As diferenças nas densidades médias e biomassas médias do macrobentos nos três tanques, bem como as diferenças nos índices de diversidade, equitabilidade e riqueza específica, foram analisadas recorrendo à análise de variância após transformação dos dados ($\ln(x+1)$) de forma a normalizar as distribuições. A homogeneidade das variâncias foi avaliada pelo teste de Bartlett. Quando a ANOVA permitiu considerar que existiam diferenças procedeu-se ao teste à posteriori Student-Newman-Keuls (SNK) (Zar, 1999) e o nível de significância considerado foi de 0,05.

3.2.2.3.1. Diversidade

Os índices de diversidade medem a composição das espécies de uma amostra ou de um ecossistema, baseado na riqueza das espécies e na distribuição da abundância relativa dos indivíduos pelas diferentes espécies (Legendre e Legendre, 1984). A diversidade dos *taxa* foi analisada pela aplicação dos índices de Shannon-Wiener (H'), de equitabilidade (J') (Pielou, 1966) e de riqueza específica (S).

O índice de Shannon-Wiener é talvez o índice mais usado em ecologia. Para uma determinada amostra, pode ser calculado através da expressão:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i \quad \text{e} \quad p_i = \frac{q_i}{Q},$$

sendo S o número total de espécies, q_i o número de indivíduos de cada espécie e Q o número total de indivíduos. Este índice é expresso em “bits” (dígitos binários).

O índice Shannon-Wiener varia tipicamente de 0, num ambiente altamente perturbado, até 5-6 bits num ambiente completamente limpo (Reish, 1984). Geralmente, valores elevados de diversidade encontram-se nos sistemas mais complexos e biologicamente desenvolvidos. No entanto, os valores dos índices de diversidade podem ser elevados quando o ecossistema está sujeito a situações de “stress”, devido a factores naturais (Quintino, 1988) e antropogénicos (Rees *et al.*, 1990). Os mesmos valores de H' , podem ser encontrados em comunidades biológicas diferentes (Boesh, 1977, Rees *et al.*, 1990). No entanto, os resultados deste índice têm mostrado ser um bom indicador dos efeitos da poluição (e.g. Pearson, 1975, Rosenberg, 1976, Ware, 1979, in: Reish, 1984, McLusky, 1989) e, portanto, é bastante usado como medida informativa.

O índice de equitabilidade (J) foi proposto por Pielou (1966), de acordo com a expressão:

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Como acontece no caso de H' , o J possui também as duas componentes de diversidade, o número de elementos ($\log_2 S$) e a regularidade da sua distribuição pelas diferentes espécies (J): $H' = J \cdot \log_2 S$.

O J, varia entre 0 e 1, e portanto pode ser útil para comparar índices de diversidade a partir de amostras com diferentes riquezas específicas. Os valores baixos do índice de equitabilidade significam que a amostra é dominada por um pequeno número de espécies.

3.2.2.3.2. Produção secundária

Crisp (1984) descreveu duas aproximações diferentes para a determinação da produção secundária. Numa delas considera os incrementos de crescimento de todos os membros da população em estudo durante um determinado período de tempo e, na outra, o aumento da biomassa durante o período de estudo, mais a mortalidade devido a todas as causas.

As metodologias relativas à produção secundária são extremamente morosas, pois é necessário seguir o ciclo de vida de uma geração. Vários autores tentaram desenvolver métodos alternativos. Banse e Mosher (1980) descreveram uma relação empírica entre a taxa P/\bar{B} de uma população e o tamanho das espécies quando estas atingem a maturação. Schwinghamer *et al.* (1986) desenvolveram uma expressão analítica, $P/\bar{B} = 0,525\bar{w}^{-0,304}$, que relaciona a taxa P/\bar{B} com o peso médio (\bar{w}) de uma dada espécie. Segundo Asmus (1987) estas relações são úteis para caracterizar o potencial de produção de uma população.

A relação entre a produção anual e a biomassa média que é dada pela taxa P/\bar{B} , varia entre 2,5 e 5, para os invertebrados bentônicos de água doce (Waters, 1969), enquanto que McLusky (1989) considera o intervalo de valores próximos de 1 até cerca de 5, para animais estuarinos e de áreas temperadas (Rodrigues, 1992).

No presente trabalho a produção da macrofauna, em cada tanque, foi estimada utilizando-se as taxas P/\bar{B} para cada taxa a partir dos dados retirados da bibliografia (Sprung, 1994 e Gamito, 1994).

3.2.2.3.3. Análise de perturbação das comunidades bentónicas

As curvas comparativas da abundância e biomassa (ABC) examinam a posição relativa das curvas de abundância e de biomassa. Em amostras provenientes de áreas muito enriquecidas e altamente perturbadas, as curvas de abundância ficam acima das curvas de biomassa, devido ao elevado número de indivíduos encontrados nestas áreas e ao seu tamanho relativamente pequeno. Em locais onde os níveis de enriquecimento e de perturbação são moderados as duas curvas aproximam-se uma da outra e sobrepõem-se. Finalmente, em áreas não perturbadas a curva de biomassa fica acima da curva de

abundância devido à dominância de organismos relativamente grandes, mas pouco abundantes (Warwick e Ruswahyuni, 1987, Warwick *et al.*, 1987).

Em geral, as curvas ABC apresentam resultados consistentes com os efeitos de perturbação quando estes são devidos ao desenvolvimento preferencial de determinadas espécies, geralmente oportunistas, de reduzidas dimensões e de baixo peso individual (Rodrigues, 1992).

Sob condições estáveis e na ausência de poluição, quando a comunidade bentónica se vai aproximando de um equilíbrio, a biomassa vai sendo cada vez mais dominada por um pequeno número de espécies, pouco abundante, mas de grandes dimensões que estão em equilíbrio com os recursos disponíveis.

Os gráficos das curvas ABC foram efectuados com as proporções relativas da biomassa e da densidade atribuídas a cada espécie: são curvas de dominância (Lambshhead *et al.*, 1983) na qual as espécies são colocadas por ordem de dominância no eixo dos x (escala logarítmica) e com a dominância em percentagem no eixo dos y (escala cumulativa).

3.2.3. ANÁLISE MULTIVARIADA

As densidades e as biomassas das várias espécies ao longo do tempo, nos três tanques de cultura, foram analisadas através de técnicas de classificação hierárquica e de ordenação. Foram utilizadas diferentes estratégias de cultura tal como foi descrito no início deste capítulo: no tanque 5 foi introduzida uma população de robalos e administrado alimento artificial, no tanque 7 foi fornecido alimento artificial e no tanque 6 não foi fornecido qualquer tipo de alimento.

O objectivo deste tipo de análises é auxiliar na descrição dos dados e identificar grupos de elementos ou de variáveis, no interior dos quais existe uma elevada similiaridade.

As análises de ordenação compreendem um grupo de técnicas multivariadas que permitem organizar os indivíduos (propriedades) ao longo de eixos de variação com base nas propriedades (nos indivíduos). Os eixos ao representar a dispersão dos pontos permitem extrair o padrão dominante de variação da estrutura (ter Braak, 1995). O resultado pode ser apresentado sob a forma de um diagrama no qual os locais são representados por pontos num espaço de duas ou três dimensões (2 e 3 eixos) onde os

pontos próximos uns dos outros correspondem aos locais com composição de espécies semelhante e os pontos afastados correspondem a locais com composição de espécies diferente.

3.2.3.1. Características físico-químicas. Análise em componentes principais.

Para permitir sumarizar a informação referente aos parâmetros físico-químicos efectuou-se uma análise em componentes principais (ACP). Utilizaram-se os valores médios mensais para os dados dos parâmetros ambientais em cada tanque. Como as variáveis foram expressas em unidades diferentes, os dados foram padronizados tal como foi aconselhado por Pielou (1984), da seguinte forma: para cada variável ambiental foi subtraída a média e este resultado dividido pelo desvio padrão. A ACP foi realizada com o programa CANOCO, versão 4.

3.2.3.2. Comunidades macrobentónicas. “Multidimensional scaling” e análise de correspondências.

As técnicas de classificação hierárquica identificam grupos de variáveis com características semelhantes e auxiliam na descrição da estrutura dos dados. Contudo, mesmo que exista um contínuo na estrutura dos dados, estas técnicas dividem-no num sistema descontínuo de classes ou grupos (von Tongeren, 1995). O resultado final é, em geral, um dendrograma no qual os locais são representados por pontos num espaço a duas ou três dimensões onde os pontos próximos uns dos outros correspondem aos locais com composição de espécies semelhante e os pontos afastados correspondem a locais com composição de espécies diferente.

Nas técnicas de classificação hierárquica e na “Multidimensional Scaling” (MDS) a matriz de distâncias utilizada foi obtida pela aplicação da medida Bray-Curtis à matriz de densidades ou de biomassas dos *taxa* após transformação prévia dos dados pela “raiz quadrada da raiz quadrada” (Field *et al.*, 1982). Segundo os mesmos autores esta transformação tem um efeito semelhante na redução do peso relativo das espécies, tendo a vantagem de o coeficiente de dissimilaridade ou de distância não variar quando é utilizada a medida de Bray-Curtis. Esta medida não é sensível à presença de elevado número de duplas ausências, comum em matrizes de abundâncias ou biomassas de espécies. Os resultados

foram apresentados sob a forma de dendrogramas depois da aplicação do método de aglomeração *UPGMA* (*Unweighted pair-group method using arithmetic averages*) (Rohlf, 1990), ou em diagramas de ordenação depois da aplicação da “MDS”. O programa utilizado foi o PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) versão 5.

As matrizes de densidades ou de biomassas foram também descritas através da análise de correspondências (AC), após transformação prévia dos dados pela “raiz quadrada da raiz quadrada”. Esta técnica de ordenação permite uma análise simultânea das relações entre os locais de amostragem e as espécies desses locais. Esta análise foi realizada utilizando o programa CANOCO versão 4 (ter Braak, 1988).

3.2.2.3.5. Relação entre comunidades macrobentónicas e variáveis ambientais. Análise de correspondência canónica

Geralmente, a seguir a uma técnica de ordenação tradicional, como por exemplo a análise de correspondências ou a “Multidimensional Scaling”, o diagrama de ordenação é interpretado com a ajuda de variáveis externas. Na análise de correspondência canónica, desenvolvida por ter Braak (1986 e 1988), o modelo de regressão é inserido na ordenação e, como consequência, o eixo de ordenação aparece em ordem à variância explicada pela combinação linear das variáveis ambientais. Foram usados os dois conjuntos de dados – densidades e biomassas – para relacionar directamente com o conjunto das variáveis ambientais.

A análise de correspondência canónica (ACC) foi realizada utilizando o programa CANOCO versão 4 (ter Braak e Petr Smilauer, 1998) de forma a avaliar como é que os *taxa* estão associados com as variáveis ambientais estudadas. O significado estatístico desta relação foi avaliado pelo teste de permutação Monte Carlo, sendo a hipótese nula os dados das espécies não estarem relacionados com os dados ambientais (ter Braak e Petr Smilauer, 1998).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

3.3.1.1. Temperatura

O gráfico da figura 3.3 representa a evolução da temperatura registada diariamente no tanque 6, ao longo do ensaio. A temperatura da água seguiu uma tendência nitidamente sazonal. Os valores mais elevados ocorreram nos meses de Julho e Agosto (28°C) e no Inverno desceram até aos 6°C. Registaram-se temperaturas abaixo dos 16°C durante um longo período, que decorreu entre 24 de Outubro e 26 de Março, tendo voltado a descer, abaixo deste valor, durante 10 dias, no mês de Abril.

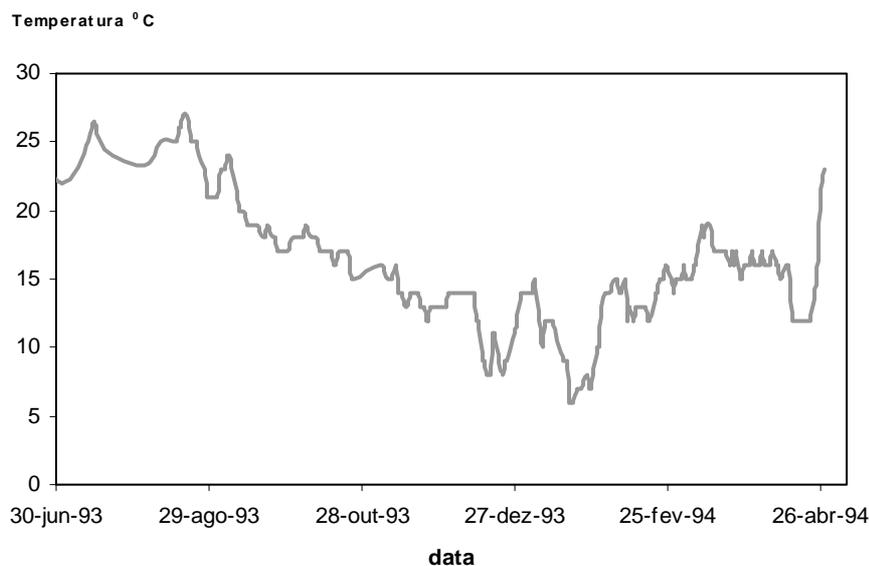


Figura 3.3. Variação da temperatura da água no tanque 6 durante o período em que decorreu o estudo.

As temperaturas médias determinadas para os três tanques são bastante semelhantes, como se verifica no gráfico da figura 3.4.

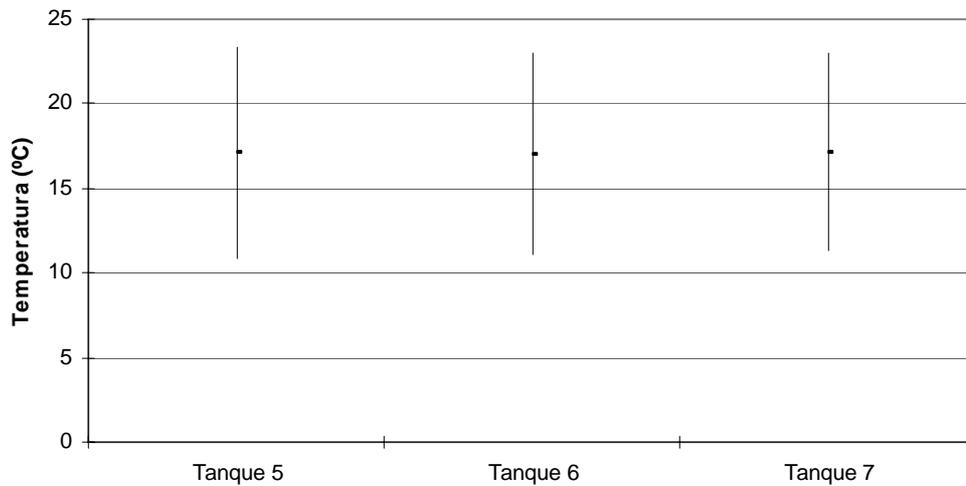


Figura 3.4. Temperatura média e respectivo desvio padrão, nos diferentes tanques.

3.3.1.2. Salinidade

Os valores da salinidade foram elevados durante o período do Verão, tendo variado entre 40 e 46 ‰. (Figura 3.5). Estes valores estão relacionados com a perda de água por evaporação devido às temperaturas elevadas verificadas nesta época do ano. A partir do início de Outubro, estes valores diminuem gradualmente até Novembro. A partir deste mês e até ao fim do período experimental, a salinidade manteve-se relativamente constante, tendo variado entre 24 e 27 ‰.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

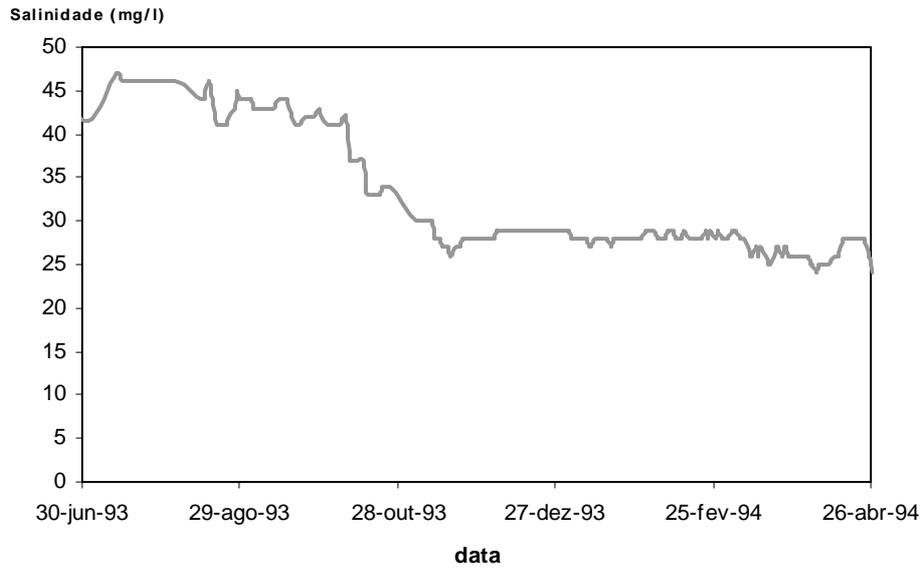


Figura 3.5. Variação da salinidade no tanque 6 durante o período em que decorreu o estudo.

As salinidades médias determinadas para os três tanques são idênticas, tal como se pode observar na figura 3.6.

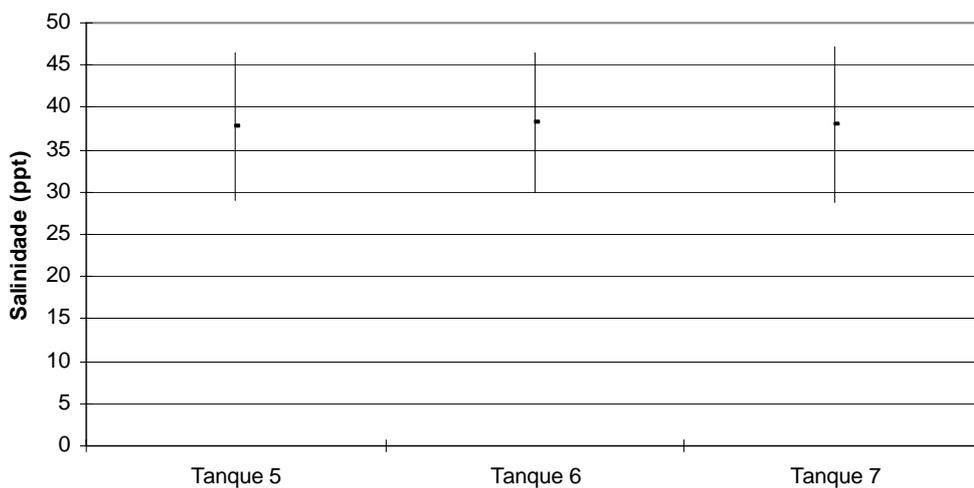


Figura 3.6. Salinidade média e respectivo desvio padrão, nos diferentes tanques

3.3.1.3. Oxigénio Dissolvido

O gráfico da figura 3.7 indica que os valores da concentração de oxigénio, de uma forma geral, seguiram a mesma evolução nos três tanques. Os valores mais baixos registaram-se no mês de Julho de 1993 (6,4 a 7,5 mg/l) e nos meses de Março e Abril de 1994 (6,9 e 8,5 mg/l). Verifica-se pela análise do gráfico que todo o sistema esteve bem oxigenado pois os teores foram sempre superiores a 6 mg/l. Em nenhuma ocasião se verificaram valores críticos para a espécie *S. senegalensis*.

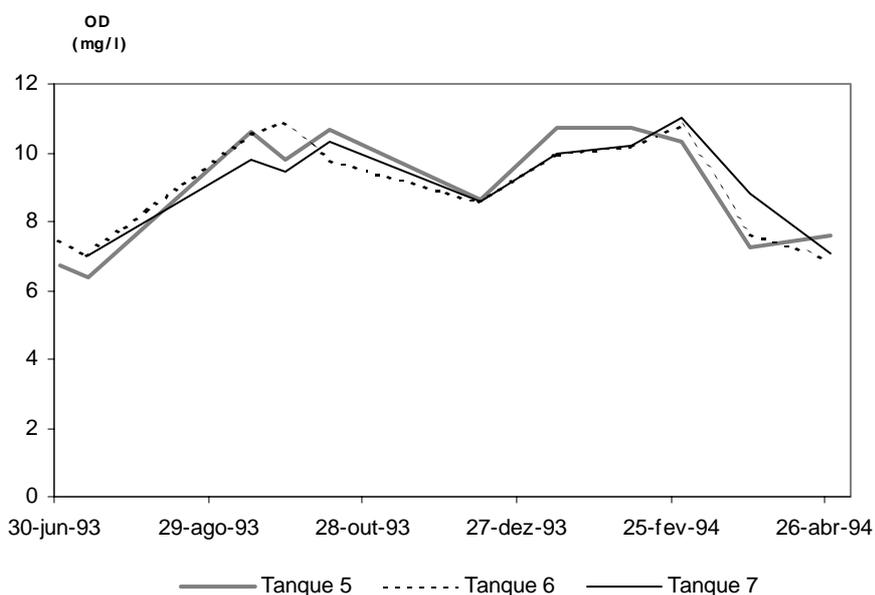


Figura 3.7. Variação da concentração do oxigénio dissolvido nos três tanques, durante o período experimental.

O oxigénio dissolvido médio nos três tanques foi idêntico, como se pode verificar na figura (Figura 3.8).

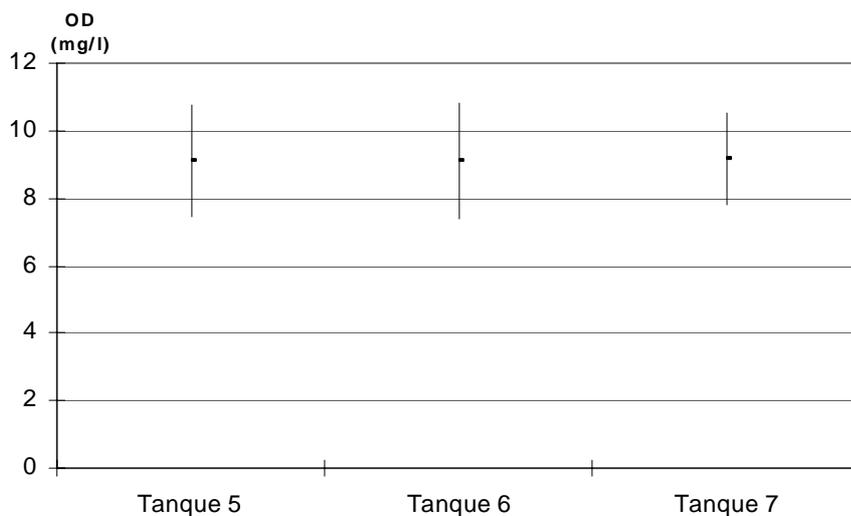


Figura 3.8. Oxigênio dissolvido médio e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques

3.3.1.4. pH

A variação dos valores do pH nos três tanques não foi muito pronunciada tendo variado entre 8,0 e 8,8 (figura 3.9). Ao longo do período experimental este parâmetro seguiu a mesma evolução nos três tanques.

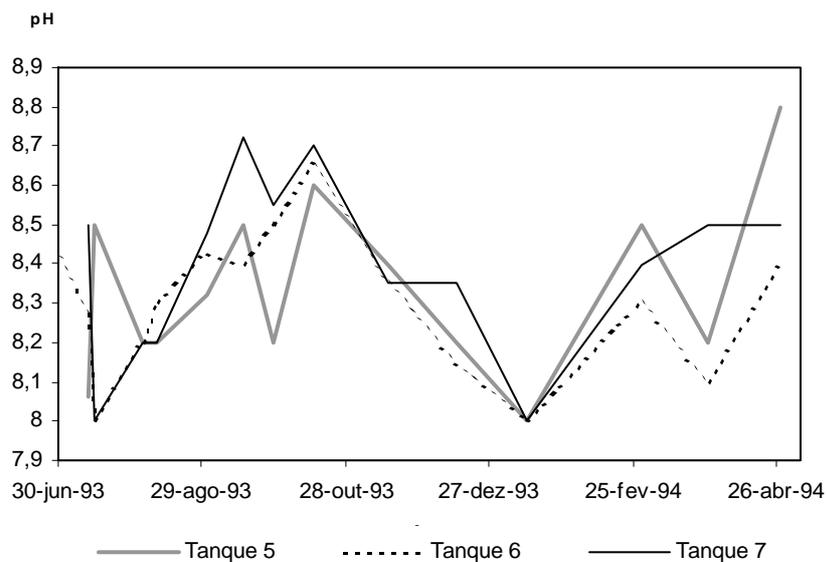


Figura 3.9. Variação do pH nos três tanques durante o período experimental.

No período que decorreu entre 15 de Setembro e 15 de Outubro 1993, os valores de pH foram mais altos no tanque 7. Valores elevados de pH podem estar relacionados com uma maior quantidade de fitoplancton, a qual origina um maior consumo de CO₂ e, conseqüentemente, um aumento do pH do meio (Rimon *et al.*, 1982).

O pH total diário em sistemas de aquacultura de água salgada varia entre 7,8 e 9,0, devido à capacidade tampão da água do mar (Camões, 1989). O intervalo de valores registado foi idêntico ao referenciado por Gamito (1994) em lagoas costeiras na zona da Ria Formosa. Estes valores também não são muito diferentes dos registados por Lima (1992) (pH=8,4) num tanque desta mesma piscicultura. A maioria das espécies aquáticas tolera oscilações daquele parâmetro entre 6 e 9 (Alzieu, 1989). A média deste parâmetro não diferiu entre os três tanques (Figura 3.10).

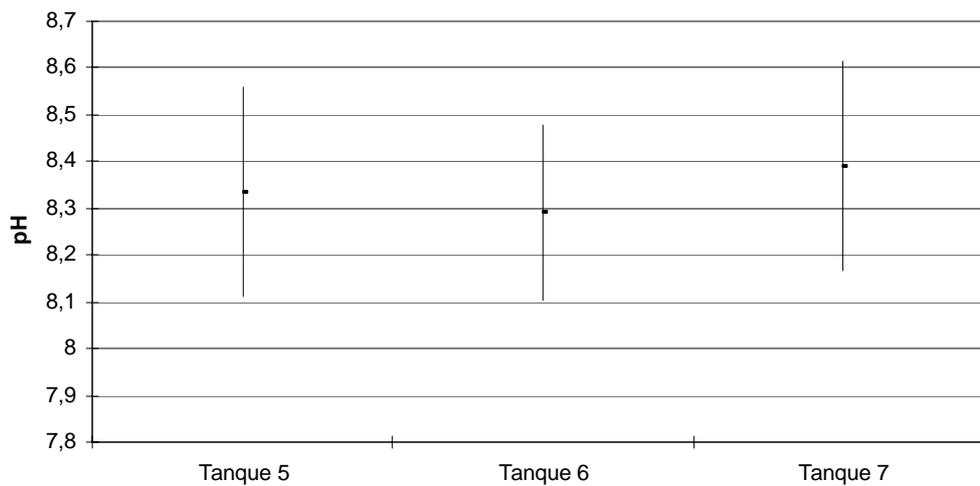


Figura 3.10. pH médio e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques

3.3.1.5. Nutrientes

Amónia:

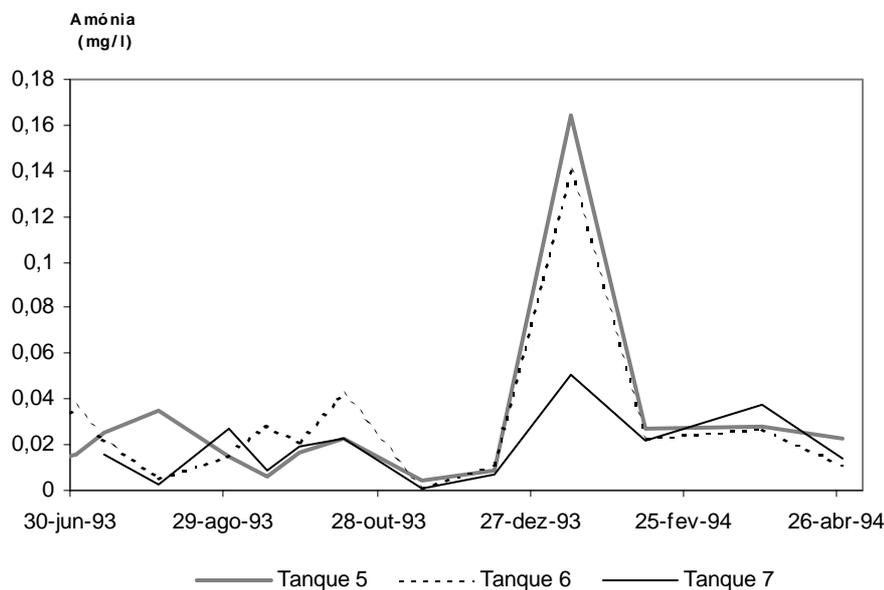


Figura 3.11. Variação da concentração de amónia nos três tanques, durante o período experimental.

O gráfico da figura 3.11 representa a evolução da concentração da amónia nos três tanques, ao longo do período experimental. Os valores de amónia dissolvida na coluna de água variaram entre 0,001 e 0,051 mg/l, nos três tanques, excepto em Janeiro de 1994 nos tanques 5 e 6, que foram superiores a 0,10mg/l (Figura 3.11). Em geral, considera-se prejudicial para os peixes quantidades superiores a 0,1 mg de N-NH₃ por litro (Alzieu, 1989). Embora a quantidade de amónia tenha ultrapassado os limites de tolerância, uma vez que no período em que esta ocorreu a temperatura foi de 8°C, não é de considerar, portanto, que a toxicidade da amónia tenha tido efeito prejudicial nos linguados.

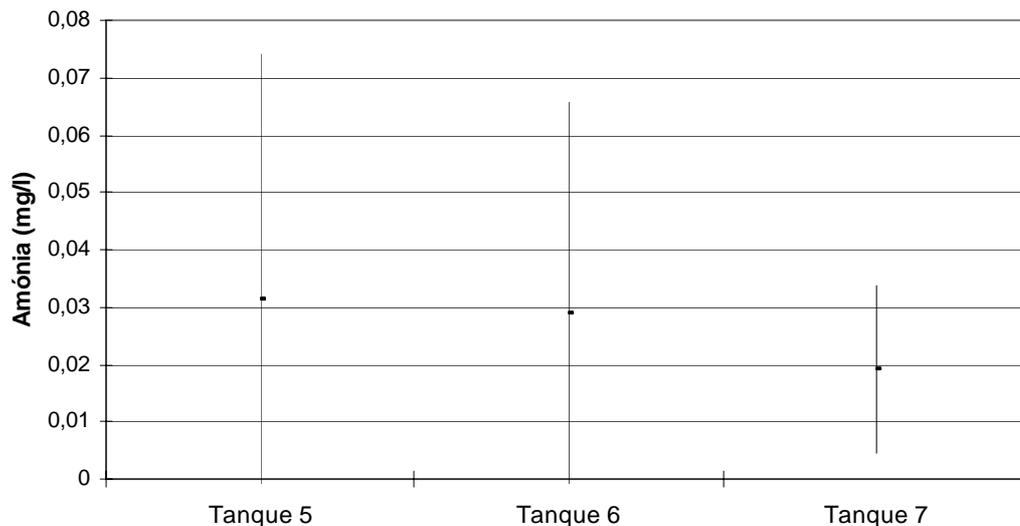


Figura 3.12. Valores médios da concentração de amónia e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques

A média dos valores da amónia e o desvio padrão nos tanques 5 e 6, foi bastante semelhante. No tanque 7 o valor médio foi menor, bem como o desvio padrão (figura 3.12).

Nitritos:

Os valores mais elevados de nitritos foram registados no tanque 5 (0,041 e 0,045 mg/l) e nos tanques 6 e 7 os valores variaram entre 0,004 e 0,02 mg/l (figura 3).

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

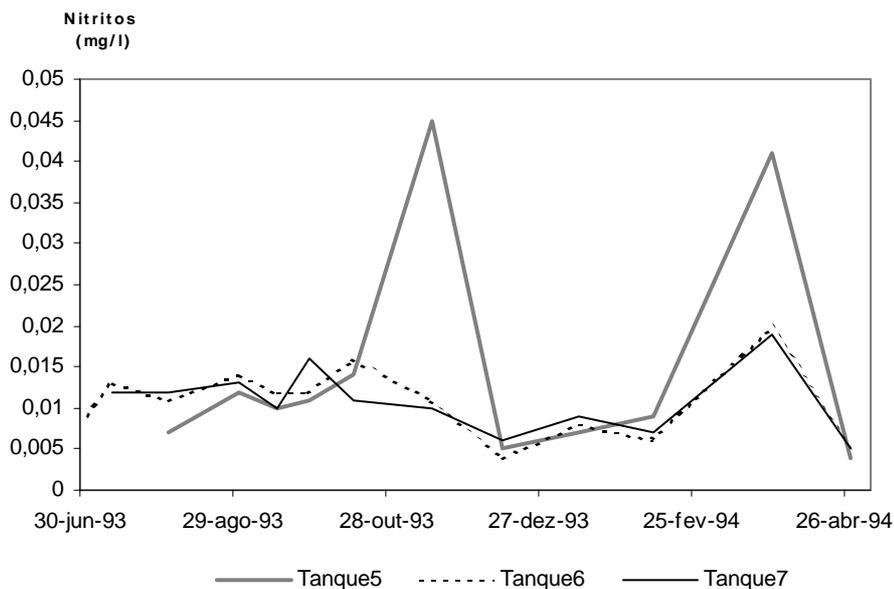


Figura 3.13. Variação da concentração de nitritos nos três tanques durante o período experimental

De uma forma geral a evolução dos nitritos foi semelhante nos três tanques, com excepção do mês de Novembro, no tanque 5, em que houve uma subida acentuada deste nutriente (figura 3.13).

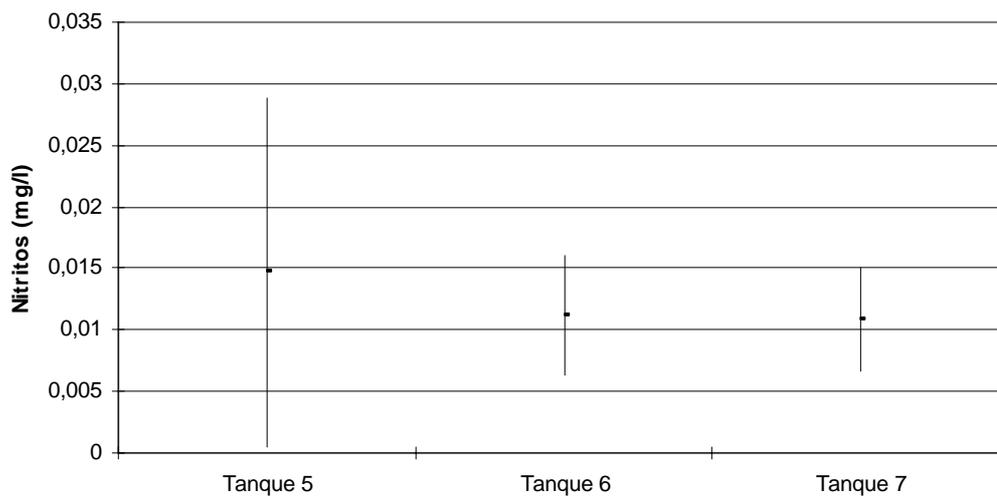


Figura 3.14. Concentração média de nitritos e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques

A média dos nitritos do tanque 5 foi levemente superior aos valores médios dos outros dois tanques, tendo-se verificado também uma maior variação dos valores neste tanque (figura 3.14).

Nitratos:

A concentração de nitratos variou de uma forma irregular ao longo de todo o ensaio (figura 3.15). No entanto verifica-se que este parâmetro foi, quase sempre, um pouco mais elevado no tanque 5.

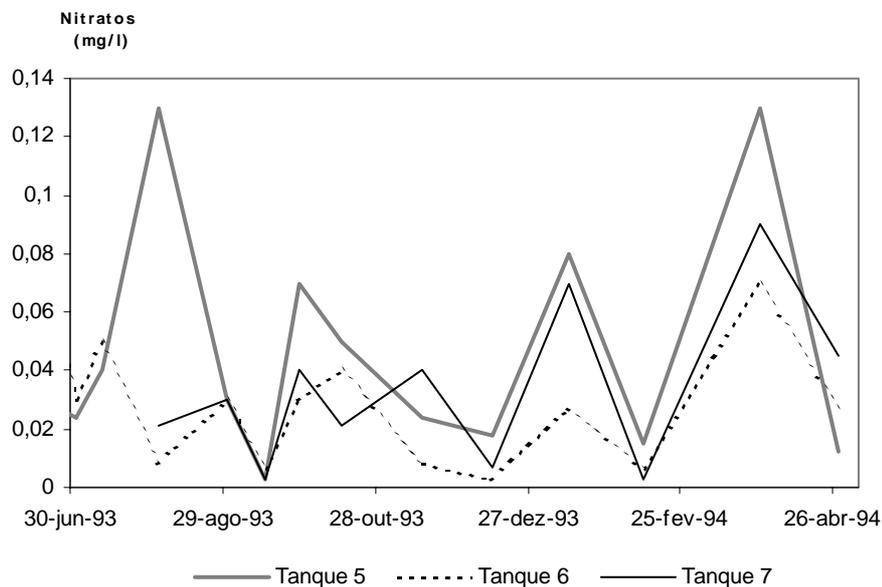


Figura 3.15. Variação dos nitratos nos três tanques durante o período experimental

Os nitratos apresentaram valores médios, durante o período considerado, semelhantes nos tanques 5 e 6, sendo o tanque 7 o que registou uma média menor e menor variação (figura 3.16).

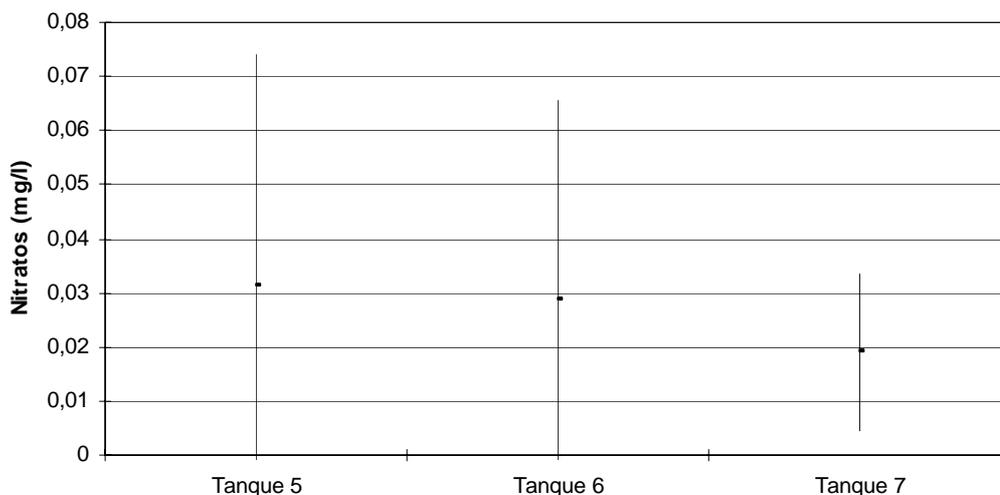


Figura 3.16. Concentração média de nitratos e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques.

3.3.1.6. Sedimento

Granulometria:

Tabela 3.2. Valores percentuais da composição do sedimento dos tanques onde decorreram os ensaios de crescimento de *S. senegalensis*. Os valores máximos e mínimos estão entre parêntesis.

	Granulometria		
	Cascalho %	Areia %	Vasa %
Tanque 5	0,02 (0,0- 0,70)	1,05 (0,70 - 1,40)	98,77 (98,25 - 99,29)
Tanque 6	0,04 (0,0- 0,07)	0,54 (0,35 - 0,73)	99,46 (99,65 - 99,26)
Tanque 7	0,08 (0,00 - 1,50)	3,19 (6,38 - 0,00)	95,99 (93,62 - 98,36)

Os três tanques apresentam uma composição sedimentar semelhante (tabela 3.2), na qual a vasa é a componente com maior representatividade (96 a 99%), seguida de areia, com valores de 0,54 a 3,19% e de cascalho, com percentagens na ordem de 0,02 a 0,1 %. Segundo a classificação Larssonneur, o sedimento é vasoso. Estes valores são semelhantes aos

referenciados por Drake e Arias (1997) num estudo efectuado em Cádiz (Espanha) em tanques de terra, onde registaram valores de 84,2 e 89,3% de vasa.

Matéria Orgânica:

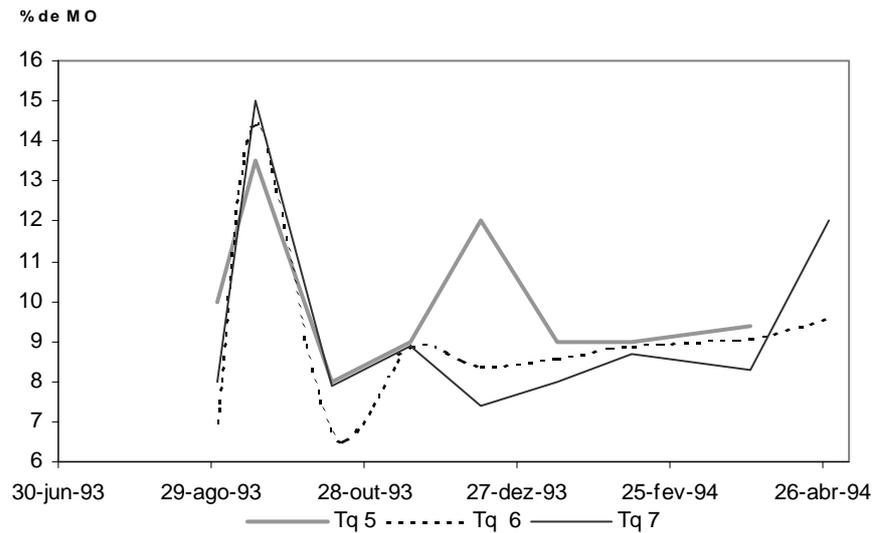


Figura 3.17. Variação da percentagem da matéria orgânica ao longo do período experimental

A evolução dos valores da matéria orgânica (MO), ao longo do ensaio, está registada no gráfico da Figura 3.17, tendo variado entre 6,5 e 15%. Em Setembro registou-se um valor elevado do teor da matéria orgânica nos três tanques, o qual desceu no mês seguinte.

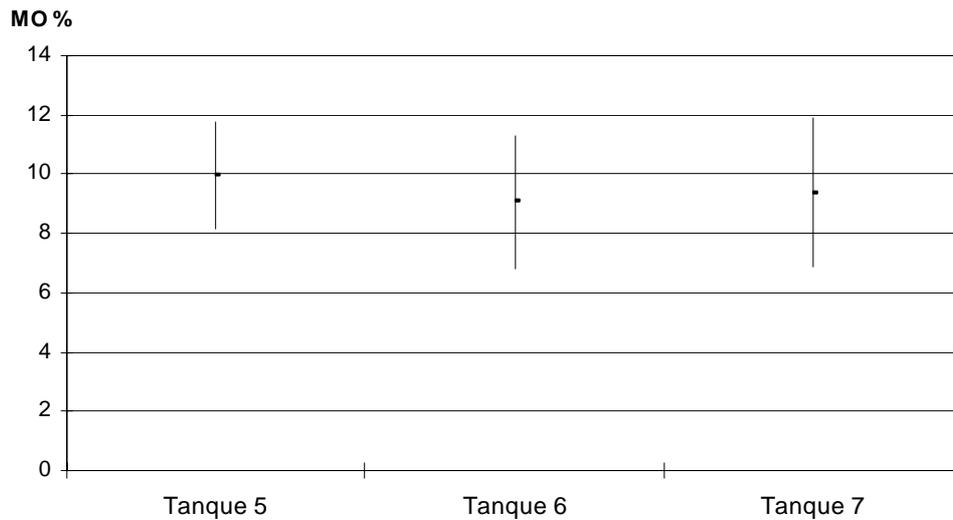


Figura 3.18. Média da porcentagem de matéria orgânica e respectivo desvio padrão nos diferentes tanques.

As médias dos valores obtidos, para cada tanque, foram 10%, 9% e 9% para o tanque 5, tanque 6 e tanque 7, respectivamente (figura 3.18).

Segundo a classificação dos sedimentos, em termos de matéria orgânica (Hussenot e Feuillet, 1988), no mês de Setembro os valores correspondem ao Tipo 3 (12 a 20%) ou seja, a um sedimento muito reduzido sobre uma microcamada oxidada. Os valores que variaram entre 5% e 9% pertencem ao sedimento do tipo 1, correspondendo a uma produtividade natural bentônica fraca. Nos restantes casos, os valores que variam entre 9 e 12 %, correspondendo a sedimentos que apresentam um bom equilíbrio em matéria orgânica, podem considerar-se fundos de boa qualidade para a cultura, permitindo um desenvolvimento rápido da produção bentônica. O tanque 5 registou, durante mais tempo, sedimento de boa qualidade.

Os valores de MO nos sedimentos do presente estudo são semelhantes aos registados por Arias e Drake (1994) (8,5 a 9,6%) e Drake e Arias (1997) (7,7 a 10,0%).

3.3.2. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS

3.3.2.1. Composição e distribuição das comunidades bentônicas

A densidade média dos vários *taxa* de macroinvertebrados bentônicos em cada tanque é apresentada na tabela 3.3. Foram registados um total de 21 *taxa*. A composição da fauna nos três tanques apresentou aproximadamente 38% de *taxa* comuns: *Nereis diversicolor*, *Polidora ciliata*, *Streblospio shrebsolii*, *Capitella* spp., *Melinna palmata*, *Hydrobia* spp., *Microdeutopus gryllotalpa* e *Chironomus salinarius*.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

Tabela 3.3 Densidade média (nº ind. /m²) dos vários taxa de macroinvertebrados bentônicos inventariados nos três tanques, coeficiente de variação (CV) e a contribuição, em percentagem, dos diferentes taxa em relação à densidade total em cada tanque.

Taxa	Tanque 5			Tanque 6			Tanque 7		
	D (ind/m ²)	CV	%	D (ind/m ²)	CV	(%)	D (ind/m ²)	CV	(%)
Filo Cnidaria									
Classe Anthozoa									
Ordem Actinaria									
Anthozoa n.i.	9,9	0,9	0,0	2,5	2,4	0,0			
Filo Annelida									
Classe Polychaeta									
Ordem Errantia									
Família Nereidae									
<i>Nereis diversicolor</i>	43,8	1,2	0,1	59,3	0,9	0,2	44,4	2,1	0,3
Ordem Sedentaria									
Família Spionidae									
<i>Polydora ciliata</i>	29,6	1,4	0,1	46,9	0,5	0,2	7,4	2,4	0,0
<i>Streblospio shrubsolii</i>	1535,8	1,5	4,4	237,0	1,1	1,0	575,3	0,9	3,7
Família Cirratulidae									
Cirratulidae n.i.	4,9	2,4					39,4	1,4	0,2
Família Capitellidae									
<i>Capitella</i> spp.	984,0	1,3	2,8	3338,3	0,4	13,6	1032,1	0,4	6,6
<i>Heteromastus filiformis</i>	4,9	1,5	0,0						
Família Sabellidae									
<i>Branchiommasp.</i>	2,5	2,4	0,0	32,1	0,9	0,1			
Família Ampharetidae									
<i>Melinna palmata</i>	1319,1	1,7	3,8	298,8	0,6	1,2	12,3	0,9	0,1
Polychaeta n.i.	116,0	2,3	0,3						
Classe Oligochaeta									
Oligochaeta n. i.	29,6	0,0	0,1				4,9	2,4	0,0
Filo Molusca									
Classe Bivalvia									
Ordem Eulamellibranchia									
Família Scrobicularidae									
<i>Abra ovata</i>	354,3	1,5	1,0				14,8	1,7	0,1
Família Cardiidae									
<i>Cerastoderme glaucum</i>	278,4	1,4	0,8				4,9	2,4	0,0
Classe Gastropoda									
Ordem Mesogastropoda									
Família Hydrobiidae									
<i>Hydrobia</i> spp.	19048,1	1,0	55,1	19387,7	0,9	78,9	12540,7	0,8	80,5
Filo Arthropoda									
Classe Crustacea									
Copepode	623,5	2,1	1,8				27,2	1,5	0,2
Ostracoda sp.	1448,1	2,1	4,2						
Ordem Isopoda									
Família Anthuridae									
<i>Cyathura carinata</i>	27,2	2,4	0,1	17,3	2,4	0,1			
Ordem Anphipoda									
Família Aoridae									
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	8373,5	1,7	24,2	93,8	0,4	1,2	9,9	1,2	0,1
Família Corophiidae									
<i>Corophium</i> sp.				27,2	1,2	0,1			
Classe Insecta									
Ordem Diptera									
Família Chironomidae									
<i>Chironomus salinarus (larva)</i>	312,3	1,4	0,9	1017,3	0,6	4,1	1192,6	1,1	7,6
Filum Nemertina									
Nemertina n.i.	42,0	1,3	0,1				12,3	1,4	0,1
Filum Nematode									
Nematode n.l.	7,3	2,4	0,0				56,8	2,2	0,4
Totais	34595,0			24558,0			15575,2		

As cinco espécies mais abundantes foram *S. shrebsolii*, *Capitella* spp., *Hydrobia* spp., *M. gryllotalpa* e larvas de *C. salinarius* que contribuíram com 96,6, 98,9 e 98,5% do total dos indivíduos nos tanques 5, 6 e 7 respectivamente (Figura 3.19). O gastrópode *Hydrobia* spp. foi a espécie dominante, tendo contribuído com 55,5, 78,9 e 80,5% respectivamente nos tanques 5, 6 e 7.

Em termos de percentagem de contribuição, verificou-se uma grande semelhança entre o tanque 6 e o 7: 97 e 95 % da totalidade da densidade do macrobentos é composto apenas por *Capitella* spp. *Hydrobia* spp. e *C. salinarius* enquanto que no tanque 5, 95% da comunidade macrobentónica é constituído por *Hydrobia* spp., *M. gryllotalpa*, *S. shrebsolii*, *M. palmata*, *Ostracoda* sp. e *Capitella* spp.

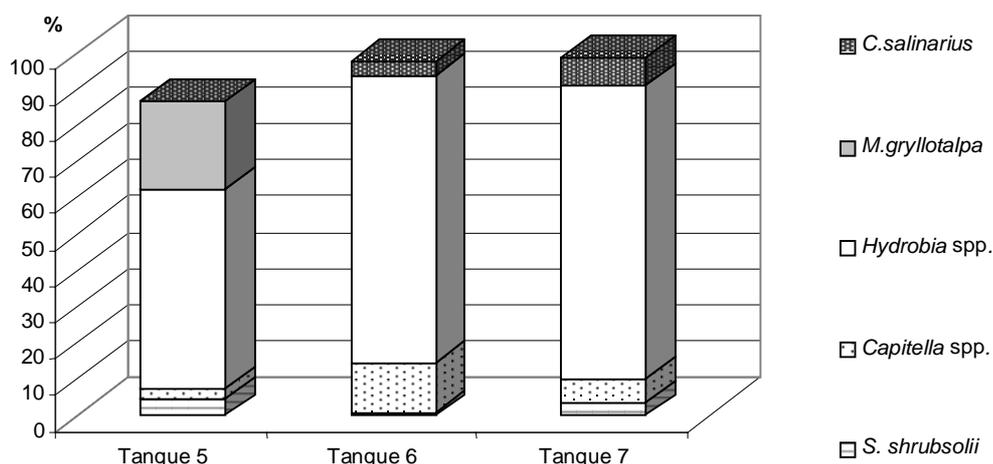


Figura 3.19. Percentagem de contribuição para a densidade média total das espécies mais abundantes nos três tanques.

As comunidades bentónicas em cada um dos tanques foram muito semelhantes, sendo constituídas por um pequeno número de espécies oportunistas e tolerantes à poluição. As espécies típicas de ambientes organicamente enriquecidos tais como *Capitella* spp. (Brown *et al.*, 1987; Weston 1990; Tsutsumi *et al.*, 1991), *C. salinarius* (Ferrarese e Ceretti 1986), e *M. gryllotalpa* (Diviacco e Relini, 1981; Taramelli e Pezzli 1986), estiveram sempre presentes nos três tanques. No tanque 5 houve um maior número de espécies dominantes sugerindo um ambiente ligeiramente menos perturbado.

A composição macrobentónica dos três tanques foi muito idêntica à encontrada por outros autores em sistemas lagunares e em tanques de terra. Gordo (1995) identificou como as

espécies mais características num tanque de cultura, em Cádiz, *Cerastoderma edule*, *Capitella* spp. e larva de *Chironomidae*. Drake e Arias (1997), num esteiro de uma salina em Cádiz referencia como espécies dominantes em número: *N. diversicolor*, *Capitella* spp., *Hydrobia* spp, *M. gryllotalpa* e *C. salinarius*. Amanieu (1967), Amanieu *et al.* (1978) e Labourg (1979) encontraram *taxa* semelhantes em tanques de peixes em Arcachon, nomeadamente *A. ovata* e *H. ventrosa*.

O valor mais elevado da densidade média de macrobentos foi registado no tanque 5 (34595 ind. /m²) e o valor mais baixo verificou-se no tanque 7 (15575 ind. /m²). No entanto, os resultados da ANOVA ($F_{2,15} = 0,21$; $p < 0,810$) não revelaram existir diferenças entre as densidades nos tanques. A análise de variância foi precedida do teste de Bartlett (Qui-quadr. (2,15) = 2,15; $p = 0,34$) que indicou que as variâncias eram homogêneas.

Arias e Drake (1994) encontraram densidades ligeiramente superiores (19840 e 51912 ind. /m²) em sistemas lagunares com produção de peixe em regime extensivo na zona de Cádiz. Drake e Arias (1997), em tanques de terra com produção semi-intensiva de dourada, registaram valores que variaram entre 23000 e 34000 ind. /m², valores semelhantes ao do presente estudo. Em Arcachon, Amanieu *et al.* (1978) encontrou densidades entre 150 e 18000 ind. /m² em tanques de terra e Gordo (1995) registou valores que oscilaram entre 440 e 17500 ind./m², na zona de Cadiz. Gamito (1994) em tanques de terra com produção de peixe em regime extensivo na Ria Formosa registou densidades entre 5000 e 14 000 ind. /m².

Na tabela 3.4 são apresentados os índices médios para os três tanques. O valor médio da riqueza específica variou entre 8 no tanque 7 e 12 no tanque 5. O índice de diversidade H' médio variou nos três tanques entre 1,16 e 1,57.

Tabela 3.4. Média e, entre parênteses, erro padrão dos índices: riqueza específica (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') da comunidade macrobentónica dos três tanques, considerando os valores de densidade.

	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Número de espécies (S)	12 (1,54)	9 (0,31)	8 (0,80)
Índice de diversidade (H')	1,57 (0,35)	1,26 (0,20)	1,16 (0,23)
Índice de equitabilidade (J')	0,43 (0,10)	0,40 (0,07)	0,39 (0,08)

Os valores médios de índice de equitabilidade foram muito semelhantes em todos os tanques. Estes valores são baixos indicando existir um certo estado de perturbação nos tanques de cultura

Apesar da análise de variância não revelar diferenças entre os três tanques para os vários índices calculados para a densidade, o tanque 5 registou sempre valores mais elevados (tabela 3.5).

Tabela 3.5. Resultados da ANOVA para as médias da riqueza específica, índice de diversidade e de equitabilidade entre os três tanques.

	ANOVA
Riqueza específica	F (2,15) = 0,34 ; p<0,719
Índice de diversidade	F (2,15) = 2,46 ; p<0,119
Índice de equitabilidade	F (2,15) = 0,06 ; p<0,941

Os valores baixos da riqueza específica dos macroinvertebrados e dos índices H'e J' são da mesma ordem de grandeza dos valores referenciados noutros sistemas lagunares (Amanieu *et al.*, 1977; Labourg, 1979; Bachelet *et al.*, 1980; Arias e Drake, 1994; Drake e Arias, 1997).

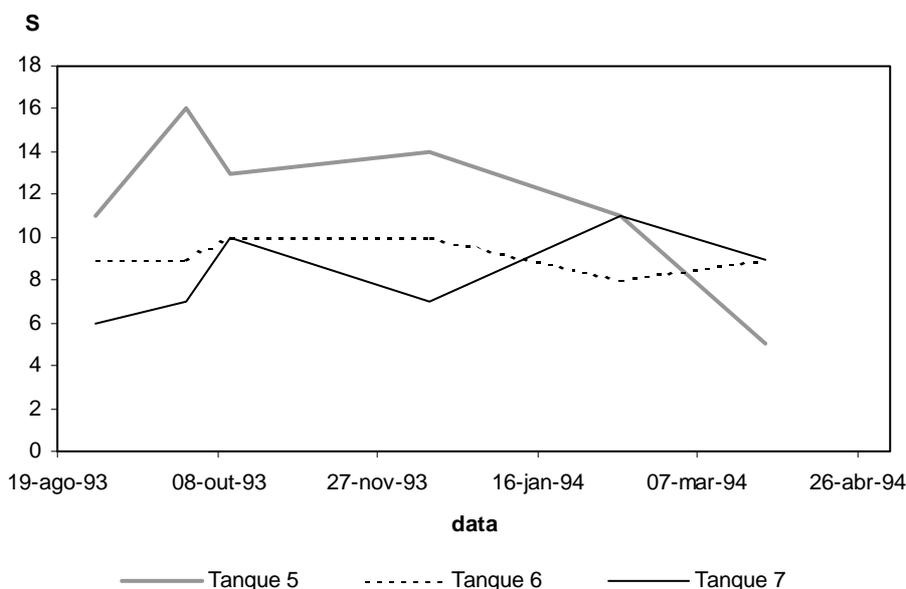


Figura 3.20. Variação do número total de diferentes taxa nos três tanques durante o período estudado.

O número de espécies presentes em todas as amostras variou entre 5 e 16 (figura 3.20). A riqueza específica do tanque 5 foi sempre mais elevada ao longo de todo o período estudado, excepto no mês de Março, em que houve uma diminuição brusca para um valor mínimo de 5 espécies. No tanque 6 o número de espécies variou pouco, entre 8 e 10, ao longo do período experimental. O número de espécies no tanque 7 aumentou de Agosto a Outubro voltando a subir novamente em Fevereiro.

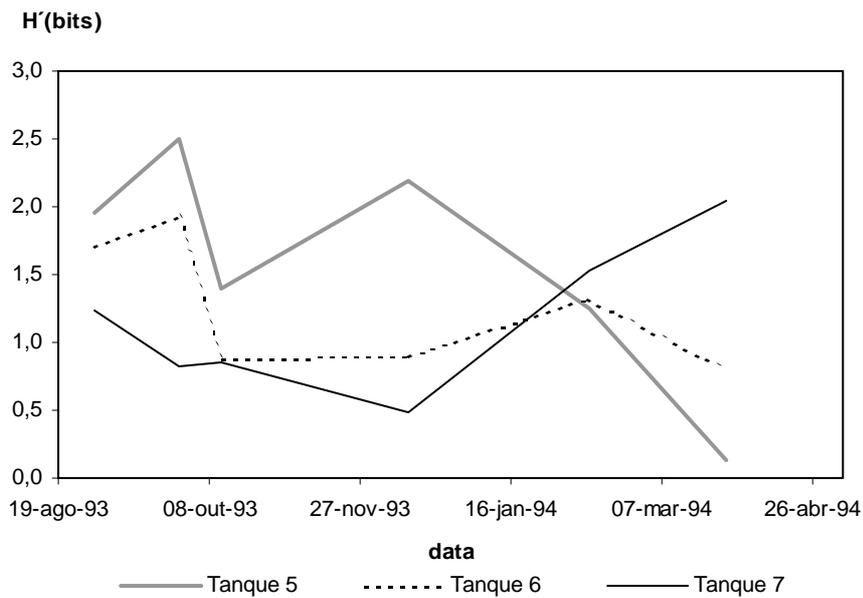


Figura 3.21. Variação do índice de diversidade nos três tanques durante o período estudado, calculado com base nas densidades observadas.

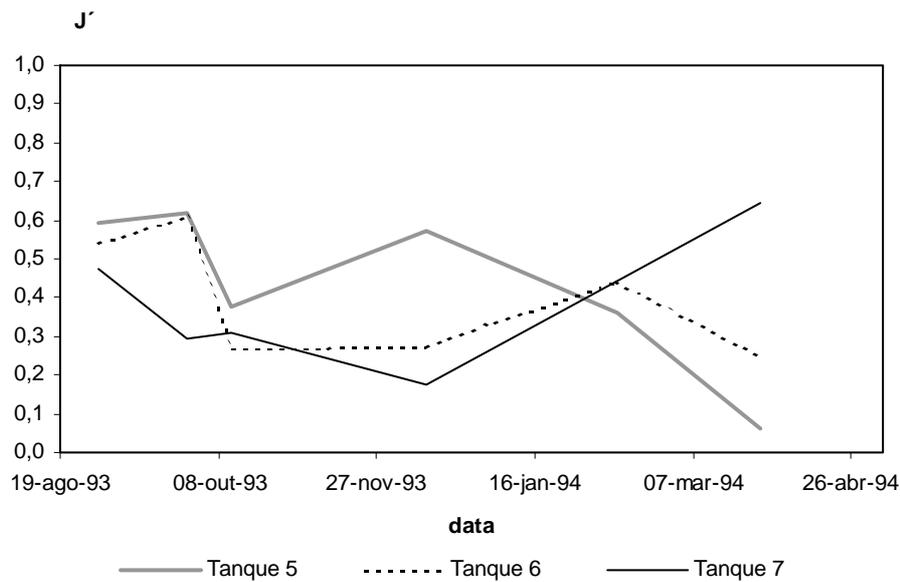


Figura 3.22. Variação do índice equitabilidade nos três tanques durante o período estudado, calculado com base nas densidades observadas.

Os índices de diversidade (figura 3.21) e de equitabilidade (figura 3.22) seguem uma variação muito semelhante. O índice de diversidade mais elevado ao longo de todo período estudado foi registado no tanque 5, excepto em Março. Todos os índices relativos a esta data de amostragem apresentaram valores muito baixos, situação difícil de explicar. Não se registou um padrão nítido de variação comum aos três tanques.

3.3.2.2. Evolução sazonal dos *taxa* mais abundantes da comunidade bentónica.

Ao longo do período estudado observou-se uma grande variação na densidade do bentos: o valor mínimo foi 3229 ind./ m² e o máximo foi de 113851 ind./ m².

A evolução da densidade do macrobentos segue um padrão muito semelhante nos tanques 6 e 7 (Figura 3.23). Nestes tanques, a densidade aumentou gradualmente de Agosto a Dezembro, diminuindo em seguida até Fevereiro voltando a aumentar ligeiramente em Março. No tanque 5, houve um pequeno aumento de Agosto a Setembro, diminuindo em Outubro. Em Dezembro verifica-se um forte crescimento voltando a diminuir até Março.

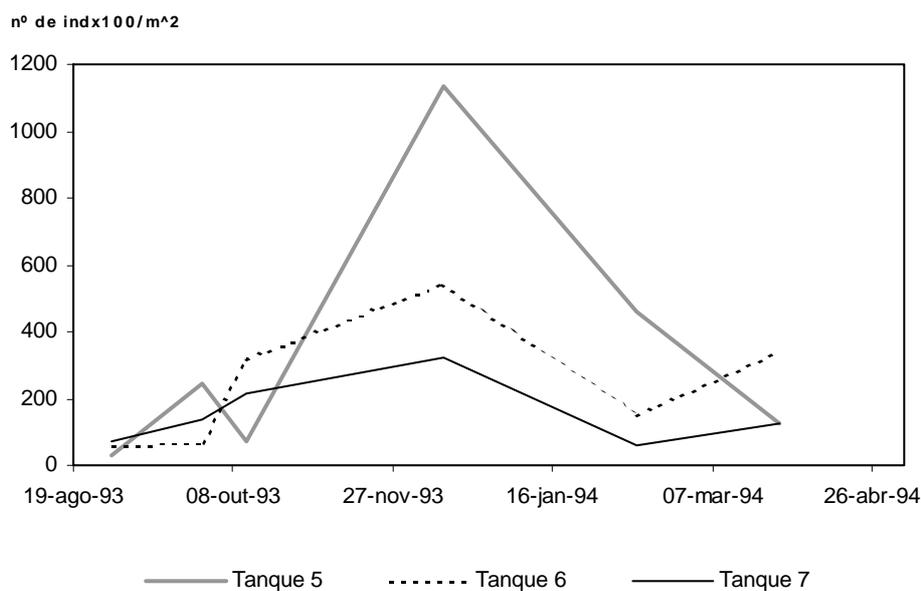


Figura 3.23. Variação da densidade média mensal do macrobentos nos três tanques

Tem sido frequentemente referida a existência de um pico de abundância no Inverno-Primavera (Guelorget e Michel, 1979; Castel *et al.*, 1989; Service *et al.*, 1992), em habitats marinhos de sedimentos finos e em zonas de clima temperado. Na Ria Formosa, Gamito (1994) também registou aumento da densidade nos meses mais frios. No presente estudo verificou-se nos três tanques um aumento da densidade do bentos no mês de Dezembro. Esta situação também foi observada por Arias e Drake (1994) e Drake e Arias (1997) que registaram o pico de desenvolvimento do macrobentos, em Cádiz, no período de Outono/Inverno.

O poliqueta *N. diversicolor* mostrou um padrão de comportamento semelhante nos três tanques (Figura 3.24). Os valores da densidade mais elevados desta espécie foram observados no início do período experimental (variaram entre 118 e 237 ind. /m²). Estas densidades baixaram até Setembro-Outubro tendo voltado a subir gradualmente até Dezembro/Janeiro. Arias e Drake (1994) registaram as densidades mais elevadas de *N. diversicolor* no Outono e no princípio do Inverno.

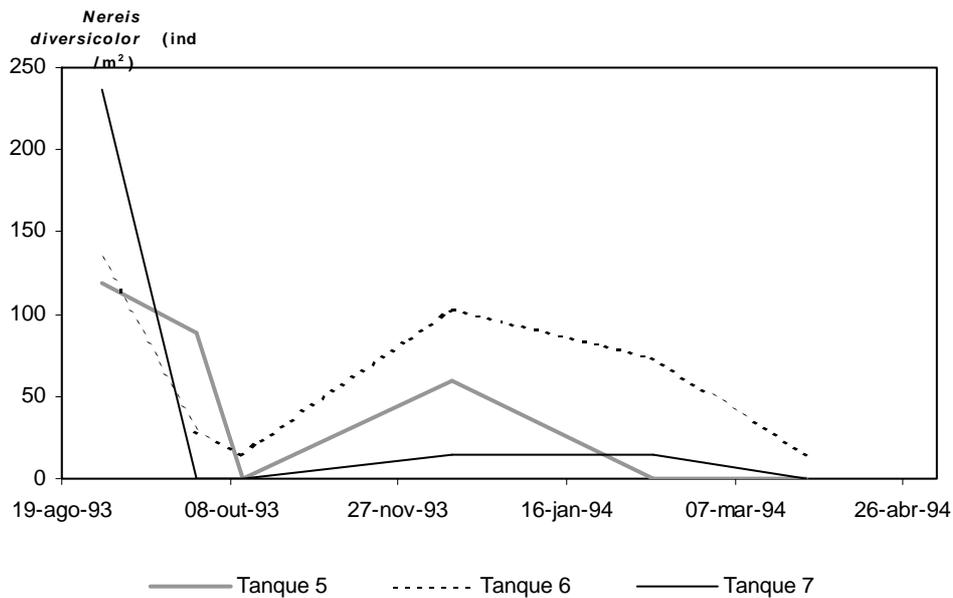


Figura 3.24. Variação de densidade de *Nereis diversicolor* nos três tanques

A redução da abundância desta espécie de poliqueta nos tanques até Setembro-Outubro pode ter resultado da predação pelos linguados, dado que ocorreu durante o período de crescimento deste peixe.

A densidade do poliqueta *P.ciliata* nos tanques 5 e 7 atingiu o máximo no mês de Setembro (figura 3.25). No tanque 6 não houve grandes variações ao longo de todo o período.

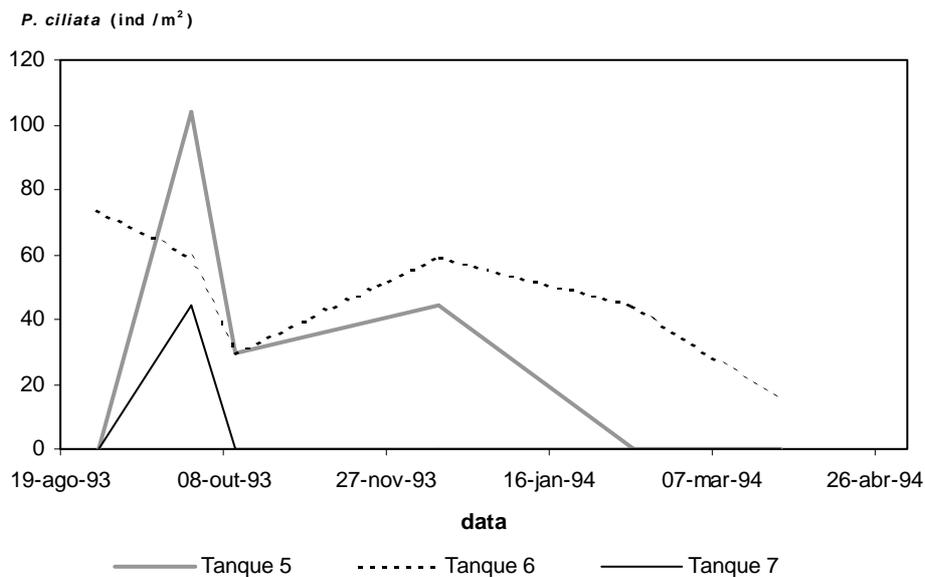


Figura 3.25. Variação da densidade de *Polidora ciliata* nos três tanques

As maiores densidades do poliqueta *S. shrubsolii* foram encontradas no tanque 5. Verificaram-se dois picos em Setembro e em Dezembro. Nos outros dois tanques as densidades foram baixas ao longo de todo o período experimental (Figura 3.26).

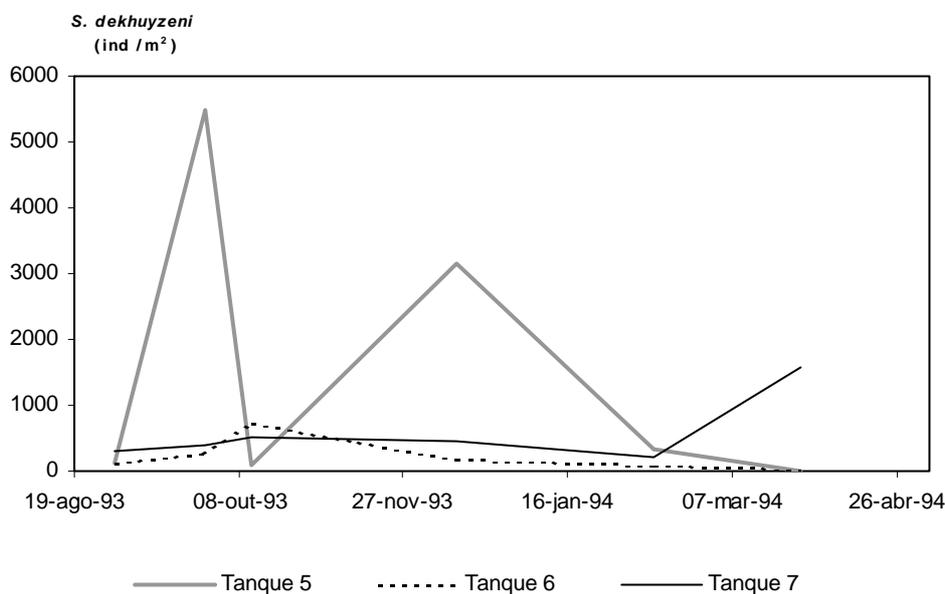


Figura 3.26. Variação da densidade de *S. shrubsolii* nos três tanques.

Na figura 3.27 está ilustrada a evolução da densidade do poliqueta *Capitella* spp. nos três tanques. Este *taxon* apareceu em maior abundância no tanque 6 durante todo o período, registando-se um aumento no mês de Dezembro. O tanque 5 apresentou dois picos de densidade, em Setembro e em Dezembro. No tanque 7 esta espécie de poliqueta não sofreu grandes oscilações durante todo o período. O facto de terem sido encontradas as maiores densidades em Dezembro nos dois tanques (5 e 6) está em concordância com Arias e Drake (1994), em que *Capitella* spp. atingiu o máximo da abundância no fim de Outono, princípio do Inverno.

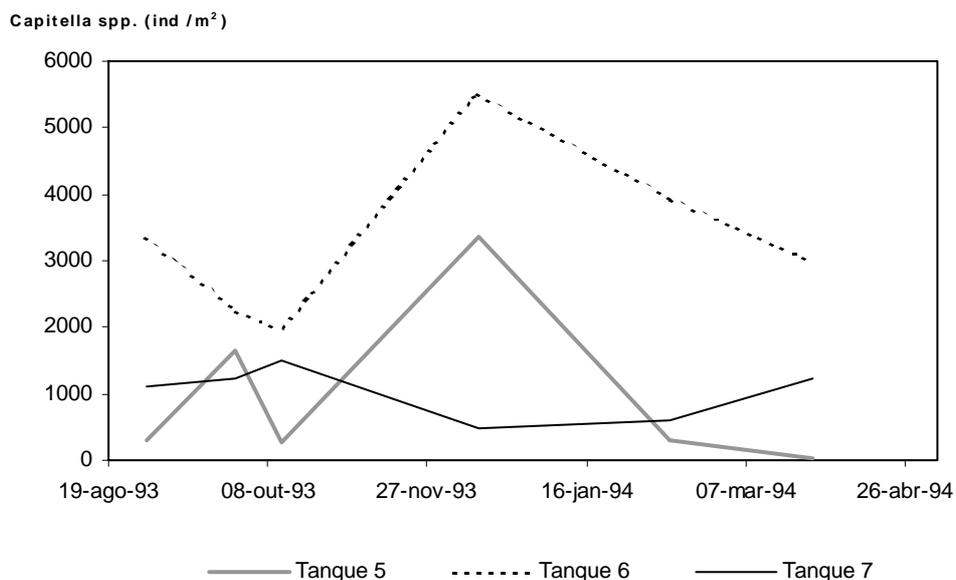


Figura 3.27. Variação da densidade de *Capitella* spp. nos três tanques.

O poliqueta *M. palmata* registou os valores mais elevados no tanque 5 tendo atingido dois picos em Setembro e em Dezembro (Figura 3.28). Este padrão de comportamento foi semelhante ao registado para os poliquetas *S. schrubsolei* e *Capitella* spp. No tanque 7 as densidades foram as mais baixas não tendo ultrapassado os 30 ind. /m².

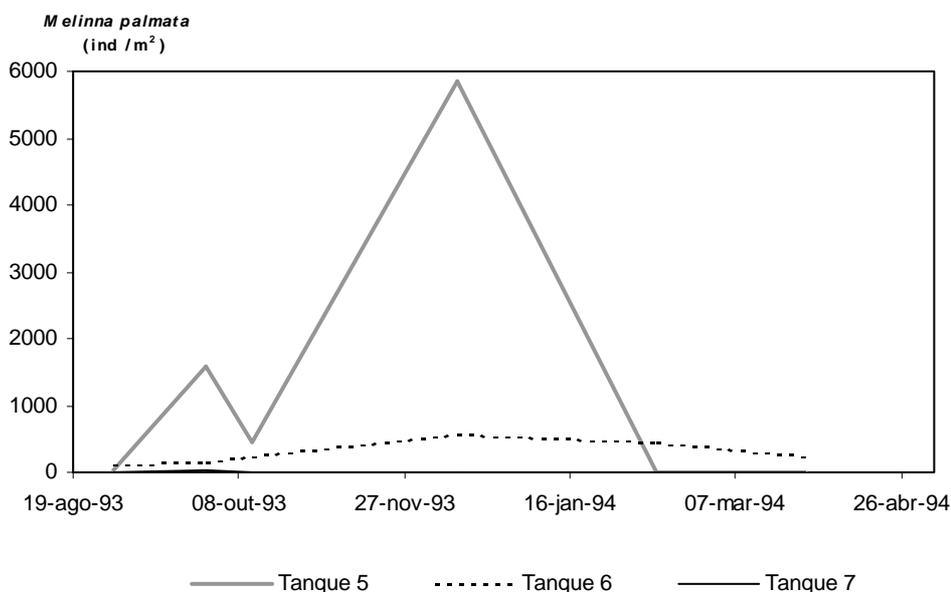


Figura 3.28. Variação da densidade de *Melinna palmata* nos três tanques

A variação da densidade do gastrópode *Hydrobia* spp. seguiu um padrão semelhante nos 3 tanques, sugerindo um desenvolvimento desde Setembro a Dezembro (figura 3.29). Foi o *taxon* que esteve presente em maior quantidade tendo condicionado a evolução da densidade total do macro bentos nos 3 tanques principalmente nos tanques 6 e 7 (figura 3.23 e 3.29).

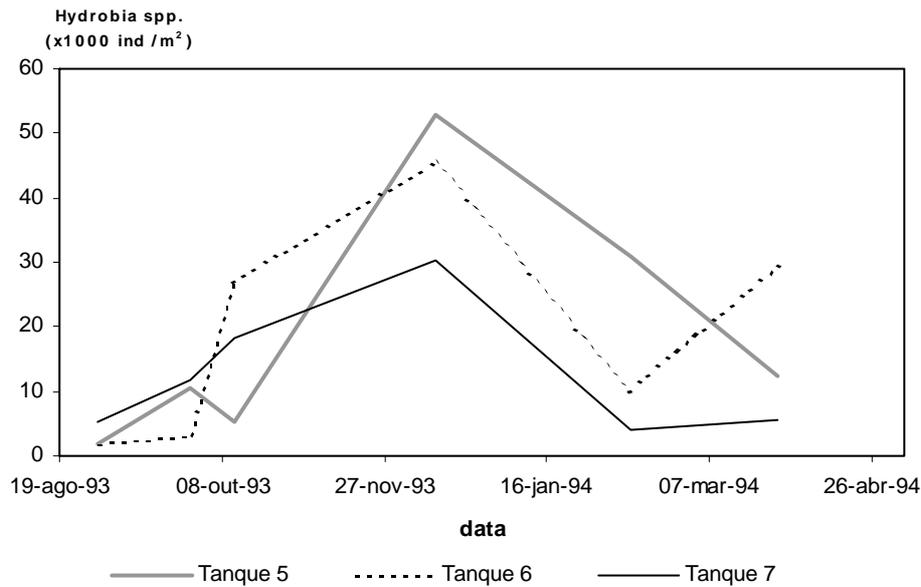


Figura 3.29. Variação da densidade de *Hydrobia* spp. nos três tanques

O anfípode *M. grylloidalpa* apareceu em muito maior quantidade no tanque 5. No entanto, o pico de abundância nos três tanques registou-se no mês de Dezembro (Figura 3.30). Arias e Drake (1994) também verificaram um pico de abundância no fim do Outono e princípio do Inverno.

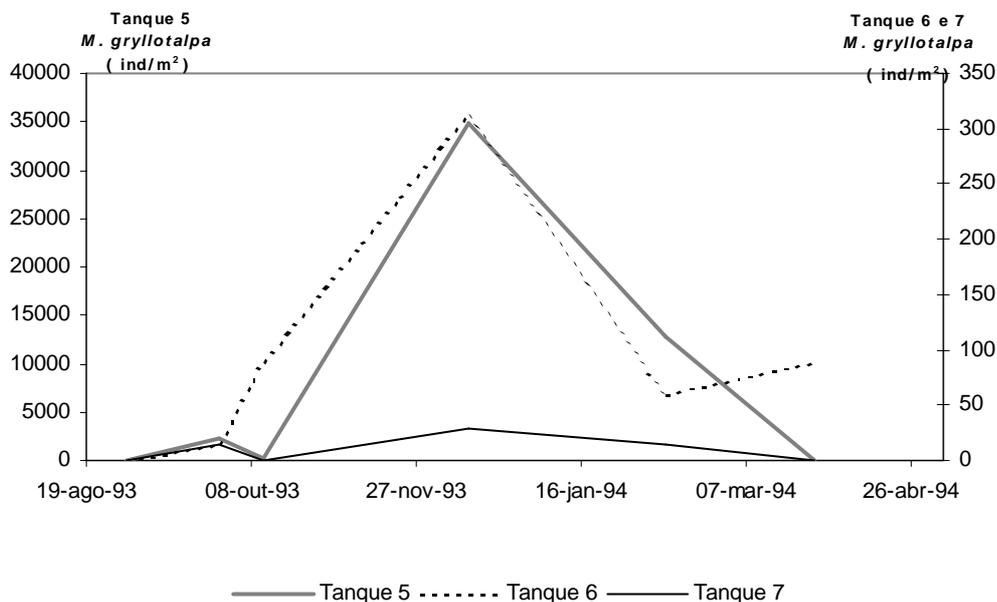


Figura 3.30. Variação da densidade de *M. gryllotalpa* nos três tanques

As larvas de insecto apareceram em quantidade nos 3 tanques apresentando uma evolução semelhante no tanque 6 e 7 (Figura 3.31). Observou-se uma diminuição da densidade em todos os tanques no mês Fevereiro.

Drake e Arias (1997) encontraram larvas de *C. salinarius* com elevadas densidades em três locais de uma lagoa semi-natural, em Cadiz, tendo registado as maiores abundâncias em Janeiro e em Novembro. Em tanques de peixes, em Arcachon, foram registadas densidades semelhantes (Labourg, 1979) e Gamito (1994), em lagoas da Ria Formosa, referenciou também abundâncias elevadas desta espécie de insecto.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

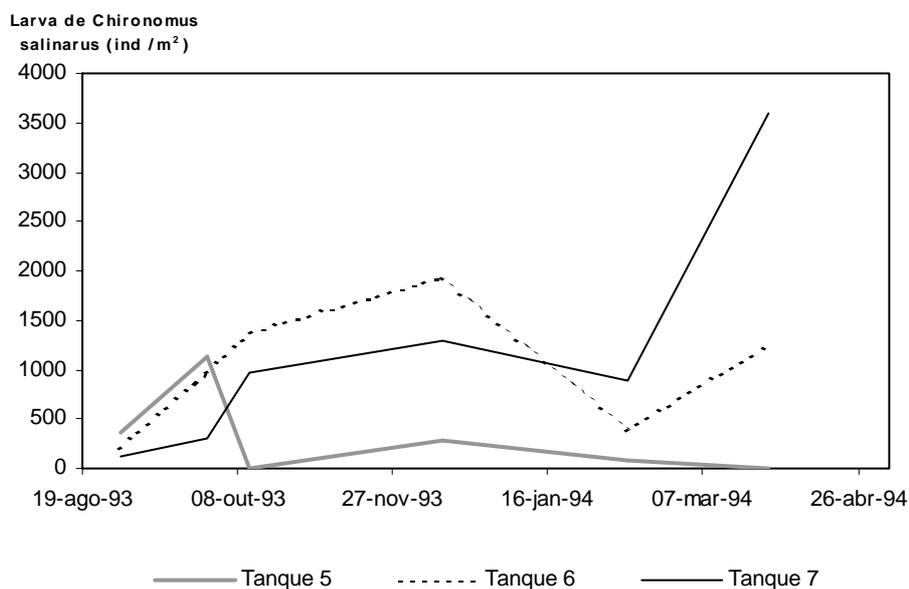


Figura 3.31. Variação da densidade de *C. salinarus* nos três tanques.

3.3.2.3. Estimativa da biomassa

As equações que relacionam as diferentes dimensões com o peso seco livre de cinzas para cada *taxon*, estão descritas na tabela 3.6.

Tabela 3.6. Equações que relacionam o PSLC e o tamanho de estruturas de alguns *taxa*. r: coeficiente de correlação; n: número de indivíduos.

<i>Taxa</i>	Equação de regressão	r	Limites de tamanhos	n	Dimensão (mm)
<i>Abra ovata</i>	$PSLC(mg) = 0.0061 \times L(mm)^{3,065}$	0,91	1 – 8 mm	34	Largura da concha (L)
<i>Cerastoderma glaucum</i>	$PSLC(mg) = 0,0032 \times L(mm)^{3,462}$	0,89	1 – 20 mm	24	Largura da concha (L)
<i>Hydrobia spp.</i>	$PSLC(mg) = 0.0400 \times C(mm)^{2,301}$	0,96	0,5 – 5,5 mm	105	Comprimento da concha (C)
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	$PSLC(mg) = 0,0031 \times C(mm)^{3,441}$	0,96	0,5 – 16,5 mm	120	Comprimento total (C)
<i>Cyathura carinata</i> *	$PSLC(mg) = 0,0190549 \times CC(mm)^{2,718}$ $C(mm) = 0,745133 + 9,01012CC(mm)$		0,3 – 1,0 mm		Comp. Total (C) Comprimento cefálico (CC)
<i>Nereis diversicolor</i>	$PSLC(mg) = 0,0026 \times C(mm)^{2,2634}$ $C(mm) = 17,607 \times L(mm)^{2,553}$	0,83	17 – 96 mm	50	Comp. Total (C)
		0,87	1,0 – 3,0 mm	30	Largura do 10º segmento (L)
<i>Chironomus salinarius</i> (larva)	$PSLC(mg) = 0.0008 \times C(mm)^{2,8324}$	0,89	3 – 13 mm	100	Comp. total (C)

* Equações de regressão de Marques *et al.* 1994.

Os pesos secos livres de cinzas individuais obtidos para os *taxa* de dimensões reduzidas são apresentados na tabela 3.7. Na tabela 3.8 registam-se os valores dos PSLC.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

A biomassa média dos vários *taxa* de macroinvertebrados bentónicos em cada tanque é apresentado na tabela 3.9.

Tabela 3.7. Pesos secos livre de cinzas (valores médios individuais) de alguns organismos macrobentónicos.

Taxa	PSLC (mg)
<i>Polychaeta</i> n.i.	0,2
<i>Capitella</i> spp.	0,2
<i>Streblospio shrubsolii</i>	0,1
<i>Heteromastus filiformis</i>	0,2
<i>Polydora ciliata</i>	0,2
Cirratullidae n.i.	0,2
<i>Branchiomma</i> sp.	0,2

Os PSLC dos taxa que foram retirados da bibliografia apresentam-se na tabela 3.8.

Tabela 3.8. Pesos secos livres de cinzas (valores médios individuais) retirados da bibliografia.

Taxa	PSLC (mg)	Autores
Oligochaeta n. i.	0,12	Drake 1997
Ostracoda sp.	0,3	Rodrigues 1992
Copepode	0,002	Lasserre 1976
Nematode n.i.	0,002	Lasserre 1976
Nemertina n.i.	0,35	Gamito 1994
<i>Corophium</i> spp.	0,2	Faria 1997

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

Tabela 3.9. Biomassa média (PSLC mg/m²), coeficiente de variação (CV) e a contribuição, em percentagem, dos diferentes taxa em relação à biomassa total do macrobentos, em cada um dos tanques.

Taxa	Tanque 5			Tanque 6			Tanque 7		
	B	CV	%	B	CV	%	B	CV	%
Filo Cnidaria									
Classe Anthozoa									
Ordem Actinaria									
Anthozoa n.i.	18,7	2,24	0,2	1,0	2,4				
Filo Annelida									
Classe Polychaeta									
Ordem Errantia									
Família Nereidae									
<i>Nereis diversicolor</i>	848,0	1,3	8,3	299,5	1,8	4,7	1604,1	2,2	38,5
Ordem Sedentaria									
Família Spionidae									
<i>Polydora ciliata</i>	5,9	1,4	0,1	9,4	0,5	0,1	1,5	2,4	
<i>Streblospio shrubsolii</i>	129,0	1,5	1,3	19,9	1,1	0,3	50,8	0,8	1,2
Família Cirratulidae									
Cirratulidae n.i.	0,0						7,9	1,3	0,2
Família Capitellidae									
<i>Capitella</i> spp.	197,8	1,3	1,9	667,7	0,4	10,6	206,9	0,4	5,0
<i>Heteromastus filiformis</i>	1,0								
Família Sabellidae									
<i>Branchiomma</i> sp.	0,5	2,5		6,4	0,9	0,1			
Família Ampharetidae									
<i>Melinna palmata</i>	368,8	1,7	3,6	89,6	0,6	1,4	3,1	1,1	0,1
Polychaeta n.i.	23,2	2,3	0,2						
Classe Oligochaeta									
Oligochaeta n.i.	1,2	1,6					0,6	2,4	
Filo Molusca									
Classe Bivalvia									
Ordem Eulamellibranchia									
Família Scrobicularidae									
<i>Abra ovata</i>	60,2	1,4	0,6				0,6	2,1	
Família Cardiidae									
<i>Cerastoderme glaucum</i>	1132,8	0,9	11,1				3,3	2,4	0,1
<i>Bivalvia</i> n.i.	59,1	1,4	0,6						
Classe Gastropoda									
Ordem Mesogastropoda									
Família Hydrobiidae									
<i>Hydrobia</i> spp.	5549,6	0,7	54,6	4788,8	0,9	76,0	1959,0	0,8	47,0
Filo Arthropoda									
Classe Crustacea									
Copepode	2,0	1,7						1,0	
<i>Ostracoda</i> sp.	405,1	2,1	4,0						
Ordem Isopoda									
Família Anthuridae									
<i>Cyathura carinata</i>	116,0	2,4	1,1	2,5	2,4				
Ordem Anphipoda									
Família Aoridae									
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	1169,7	1,5	11,5	7,2	1,3	0,1	0,3	2,3	
Família Corophiidae									
<i>Corophium</i> spp.				3,0	1,4				
Classe Insecta									
Ordem Diptera									
Família Chironomidae									
<i>Chironomus salinarius</i> (larva)	52,6	0,9	0,5	409,8	1,6	6,5	326,9	1,3	7,8
Filo Nemertina									
<i>Nemertina</i> n.i.	14,7	1,3	0,1				4,3	1,4	0,1
Filo Nematoda									
<i>Nematoda</i> n.i.							0,0	1,8	
Totais	10156,1			6304,7			4169,2		

A média mensal da biomassa de macrobentos foi mais elevada no tanque 5 onde atingiu 10,2 PSLCg/m² e a menor foi no tanque 7 onde foi registado 4,2 PSLCg/m² (tabela 3.10). No entanto a análise de variância ($F_{2,15} = 2,8; p < 0,09$) efectuada, após verificação da igualdade das variâncias (teste de Bartlett: Qui-quadr.(15,2) = 0,42; $p = 0,811$), não indicou diferenças significativas entre os três tanques.

Tabela 3.10. Média e erro padrão da média ($\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$) da biomassa em cada tanque.

PSLC g/m ²	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Média	10,2	6,3	4,2
E.P.	2,40	1,80	1,24

Os valores de biomassa obtidos no presente trabalho foram semelhantes aos referenciados por outros autores, principalmente em tanques de terra em sistema de cultura extensiva. Labourg (1978), encontrou valores de biomassa desta ordem (3 a 9 PSLCg/m²) em tanques de peixes, em Arcachon. Num tanque de cultura semi-intensiva de camarão, Hussenot e Reymond (1990) obtiveram valores de biomassa de 11 PSLC g/m² e num tanque de cultura extensiva a biomassa foi 21 PSLC g/m². Arias e Drake (1994) num sistema lagunar com produção de peixes encontraram valores que oscilaram entre 10,6 a 25,3 PSLC g/m² enquanto que Gamito (1994) estimou biomassas de 7 e 51 PSLCg/m² em lagoas da Ria Formosa. Parece existir uma certa tendência para um aumento da biomassa em tanques de terra com cultura semi-intensiva para sistemas lagunares.

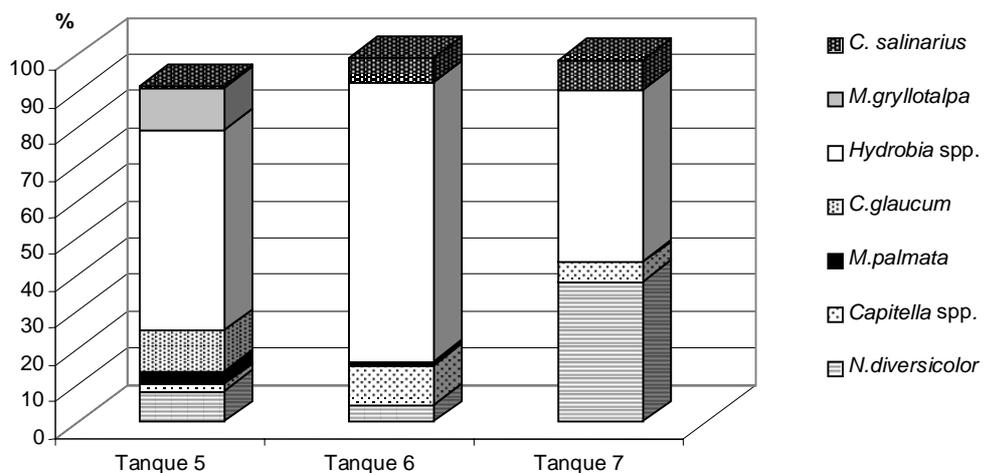


Figura 3.32. Percentagem de contribuição para o PSLC total da macrofauna, nos três tanques, das espécies mais abundantes.

A contribuição dos diferentes grupos não diferiu muito nas comunidades dos três tanques (figura 3.32). Em todos os tanques o macrobentos caracterizou-se pelo forte predomínio de *Hydrobia* spp.: 54%, 76% e 47% nos tanques 5, 6 e 7, respectivamente. No tanque 5 *C. glaucum* contribuiu com 11% e *N. diversicolor* com 8% da biomassa total. No tanque 6 *N. diversicolor* contribuiu com 4,8% e no tanque 7 com 38,5% (tabela 3.9). Estas duas espécies, dadas as suas maiores dimensões, não estiveram tão representadas na percentagem de contribuição em termos de densidade (figura 3.32).

Na tabela 3.11 estão registados a média dos índices de diversidade e equitabilidade calculados com base nos valores de biomassa.

Tabela 3.11. Média e erro padrão (entre parênteses) dos índices: diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') da comunidade macrobentónica dos três tanques, considerando os valores de biomassa.

	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Index de diversidade (H')	1,68 (0,26)	1,23 (0,21)	1,09 (0,23)
Index de equitabilidade (J')	0,47 (0,05)	0,39 (0,07)	0,36 (0,07)

Os gráficos das figuras 3.33 e 3.34 ilustram a variação temporal dos índices de diversidade e de equitabilidade. A variação destes dois índices foi muito semelhante à variação observada quando os cálculos foram efectuados considerando densidades.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

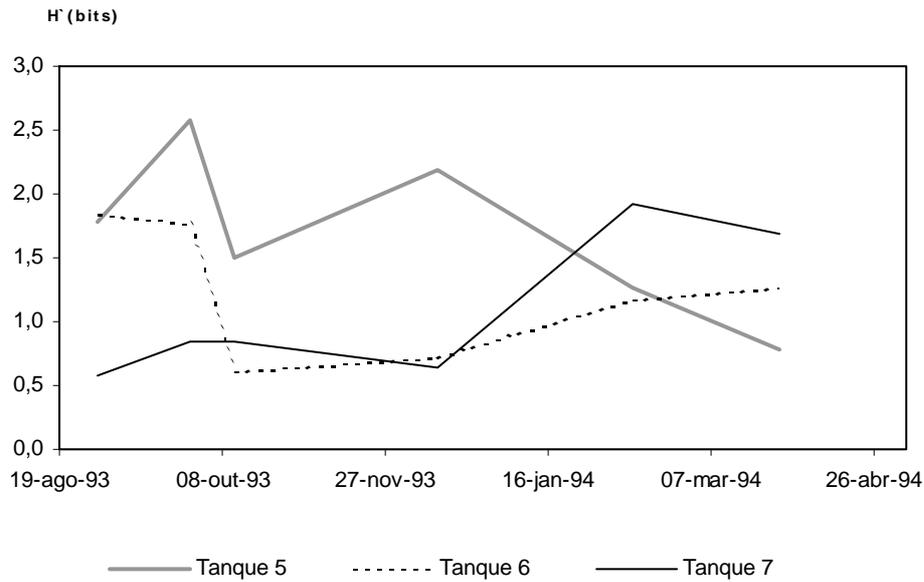


Figura 3.33. Variação do índice de diversidade nos três tanques ao longo do período estudado, calculado com base nas biomassas observadas.

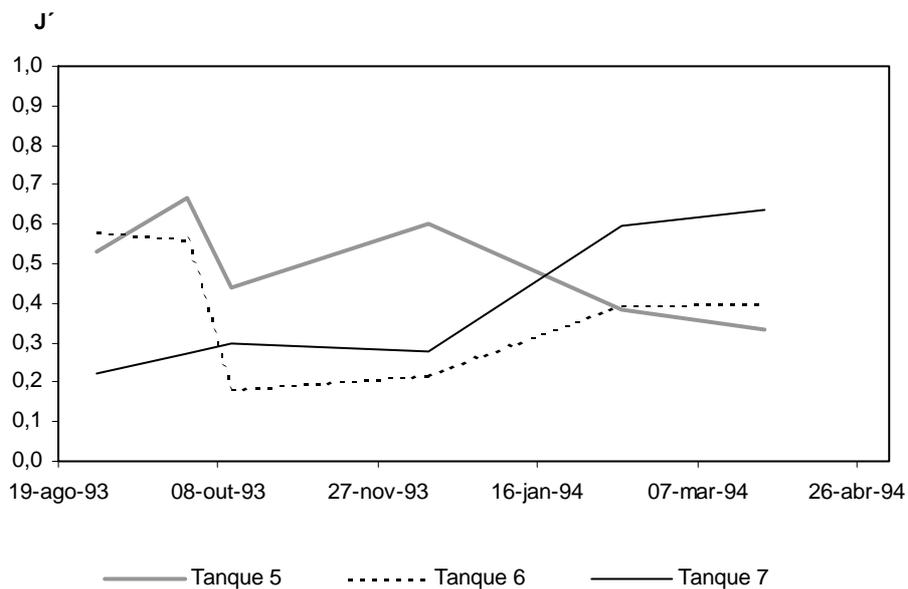


Figura 3.34. Variação do índice de equitabilidade nos três tanques ao longo do período estudado, calculado com base nas biomassas observadas.

O índice de diversidade H' variou no tanque 5 entre 0,8 e 2,6 apresentando um valor médio de 1,68; no tanque 6, o valor médio de H' foi 1,23 e variou entre 0,6 -1,8; a

média do índice de diversidade no tanque 7 foi a menor (1,09) e variou entre 0,6 – 1,9 (figura 3.33 e tabela 3.11). Os valores médios dos índices de equitabilidade foram semelhantes nos três tanques, sendo o do tanque 5 ligeiramente superior (figura 3.34 e tabela 3.11).

A análise de variância para o índice de diversidade ($F_{2,15} = 1,66; p < 0,233$) e para o índice de equitabilidade ($F_{2,15} = 0,96; p < 0,406$) não revelou existirem diferenças entre os tanques. Procedeu-se à aplicação da ANOVA dado que as variâncias podem ser consideradas iguais através do teste de Bartlett (Qui-quadr (2,15) = 0,04; $p = 0,978$ para a diversidade), Qui-quadr (2,15) = 0,57; $p = 0,750$ para o índice de equitabilidade).

Labourg (1978) registou valores de diversidade (baseados na biomassa) que variaram entre 0,36 e 0,74, valores mais baixos do que os do presente estudo. Os índices de equitabilidade registados pelo mesmo autor variaram entre 0,18 e 0,41. Arias e Drake (1994) registaram valores de diversidade (0,83 e 1,5) e equitabilidade (0,3 e 0,6) semelhantes aos obtidos neste trabalho.

3.3.2.4. Variação sazonal da biomassa

A biomassa variou entre 1,4 e 20,1 PSLC g/m^2 , ao longo do período estudado (Figura 3.35). Estes resultados estão de acordo com os de outros estudos realizados em lagoas costeiras e reservatórios de salinas, onde também foram detectadas grandes variações no valor da biomassa (Arias e Drake, 1994 e Gamito, 1994).

Até ao mês de Setembro observou-se um aumento da biomassa nos tanques 5 e 6, enquanto que no tanque 7 esta diminuiu. No mês de Dezembro a biomassa aumentou nos três tanques (figura 3.35) tal como aconteceu com a densidade das populações de macrobentos (3.23).

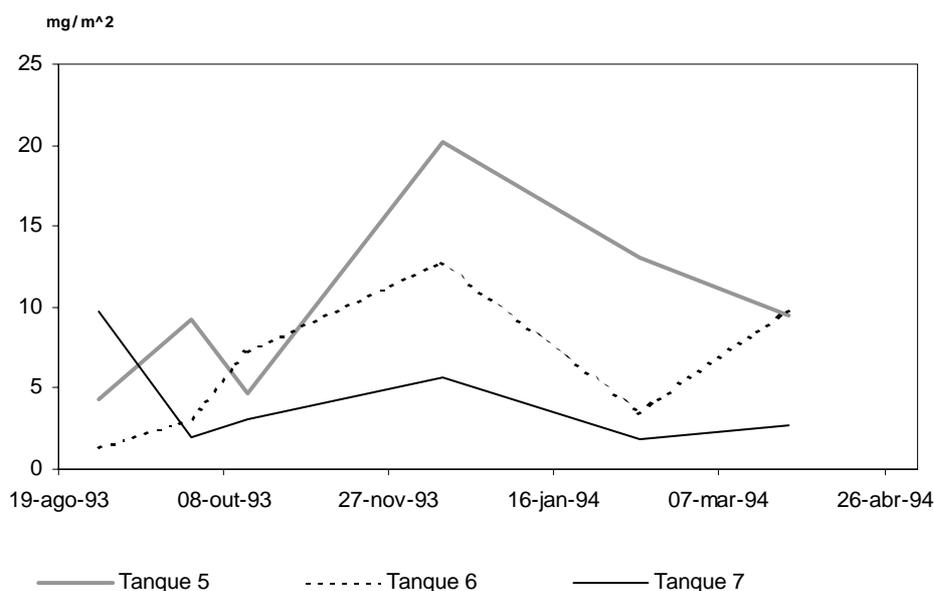


Figura 3.35. Variação da biomassa (PSLCmg/m²) nos três tanques durante o período em estudo.

Nos gráficos das figuras 3.36, 3.37 e 3.38 estão representados os PSLC mg/m² dos *taxa* cuja percentagem de contribuição foi superior a 15%.

É de realçar que *N. diversicolor* teve uma contribuição importante, em termos de biomassa: em Agosto, no tanque 5, representou 63% e no tanque 7 contribuiu com 90% da biomassa total. Nos tanques 5 e 6, a partir de Setembro/Outubro até ao fim do período em estudo, a *Hydrobia* spp. foi o *taxon* dominante.

O aumento da biomassa do tanque 5 (figura 3.36), no mês de Setembro, foi provocado principalmente pelos *taxa* *Hydrobia* spp. (43%) e *C. glaucum* (17%). Em Outubro, a biomassa deste tanque diminuiu devido ao desaparecimento da *N. diversicolor*. Durante os meses de Dezembro e Fevereiro o aumento da biomassa devido ao acentuado aumento do gastrópode *Hydrobia* spp. e do anfípode *M. gryllotalpa*.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

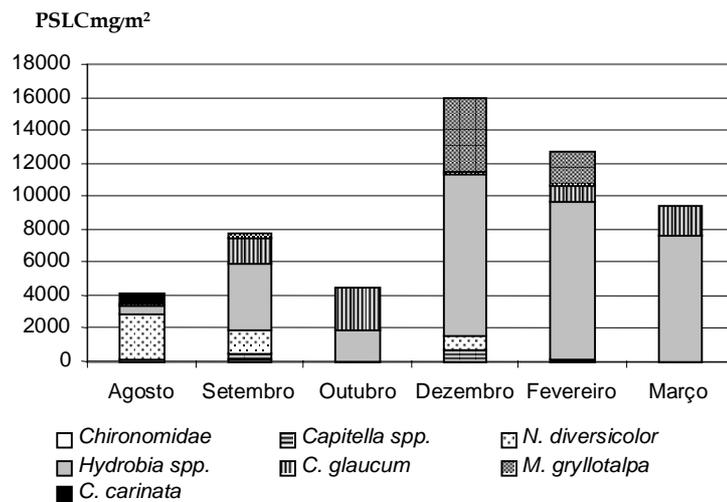


Figura 3.36. Evolução da biomassa dos taxa mais representados no tanque 5.

A biomassa de macrobentos do tanque 6 foi dominada pelo o gastrópode *Hydrobia* spp., principalmente a partir de Outubro (figura 3.37).

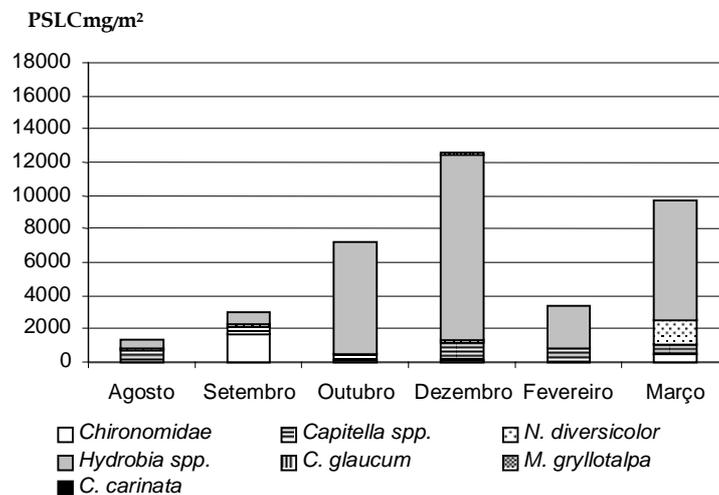


Figura 3.37. Evolução da biomassa dos taxa mais representados no tanque 6.

Os resultados da biomassa do tanque 7 sugerem um comportamento diferente da dos outros tanques, tal como se pode observar na figura 3.38. Na amostragem de Agosto, registaram-se os valores mais elevados de biomassa total com um forte predomínio de *N.*

diversicolor (90%). A partir de Setembro, e até ao fim do período experimental, a biomassa estimada apresentou sempre valores mais baixos.

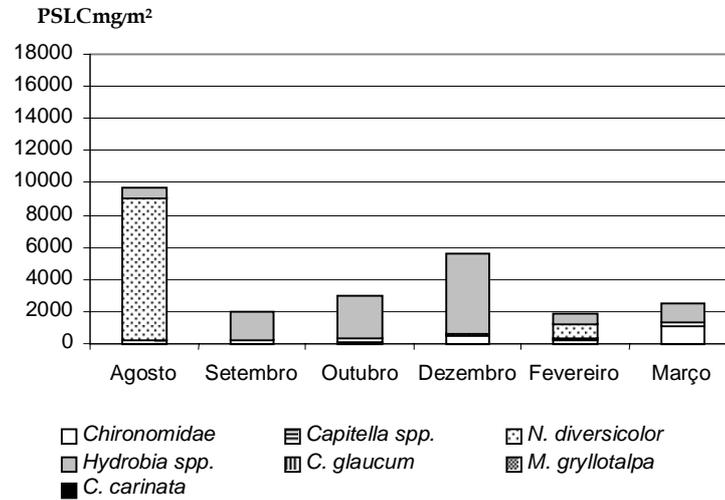


Figura 3.38. Evolução da biomassa (PSLC) da macrofauna dos *taxa* com maior contribuição em percentagem, no tanque 7.

3.3.2.5. Determinação da produção secundária

Na tabela 3.12 estão registados as taxas P/\bar{B} referidas por Sprung (1993 e 1994) e por Gamito (1994), na Ria Formosa e utilizadas para calcular as produções do presente estudo.

Tabela 3.12. Taxas de P/\bar{B} usadas para os diferentes organismos macrobentónicos.

Taxa	P/\bar{B}	Autores
Anthozoa n.i.	3	Sprung 1994
<i>Nereis diversicolor</i>	3,27	Sprung 1994
<i>Polydora ciliata</i>	2,36	Sprung 1994
<i>Streblospio shrubsolii</i>	3,5	Gamito 1994
Cirratullidae n.i.	2	Sprung 1994
<i>Capitella spp</i>	1,64	Sprung 1994
<i>Heteromastus filliformis</i>	2,2	Sprung 1994
<i>Branchiomma sp.</i>	3,5	Gamito 1994
<i>Mellina palmata</i>	2,8	Sprung 1994
Polychaeta n.i.	3,5	Gamito 1994
Oligochaeta n. i.	2,5	Sprung 1994
<i>Abra ovata</i>	2,3	Sprung 1994
<i>Cerastoderme glaucum</i>	4,8	Sprung 1994
<i>Bivalvia n.l.</i>	0,5	Gamito 1994
<i>Hydrobia spp.</i>	1,8	Sprung 1994
<i>Cyathura carinata</i>	1,8	Sprung 1994
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	2,3	Sprung 1994
Copepodo Harpaticóide	3	Gamito 1994
Ostracoda sp.	3,7	Sprung 1994
<i>Chironomus salinarius</i>	2,4	Sprung 1994
Nemertina n.i.	2,1	Sprung 1994

Na figura 3.39 está ilustrada a produção anual estimada, das espécies dominantes. O gastrópode *Hydrobia spp* apresentou a produção mais elevada seguindo-se o poliqueta *N. diversicolor*. No tanque 5 estimaram-se as maiores produções do bivalve *C. glaucum* e do anfípode *M. gryllotalpa*.

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

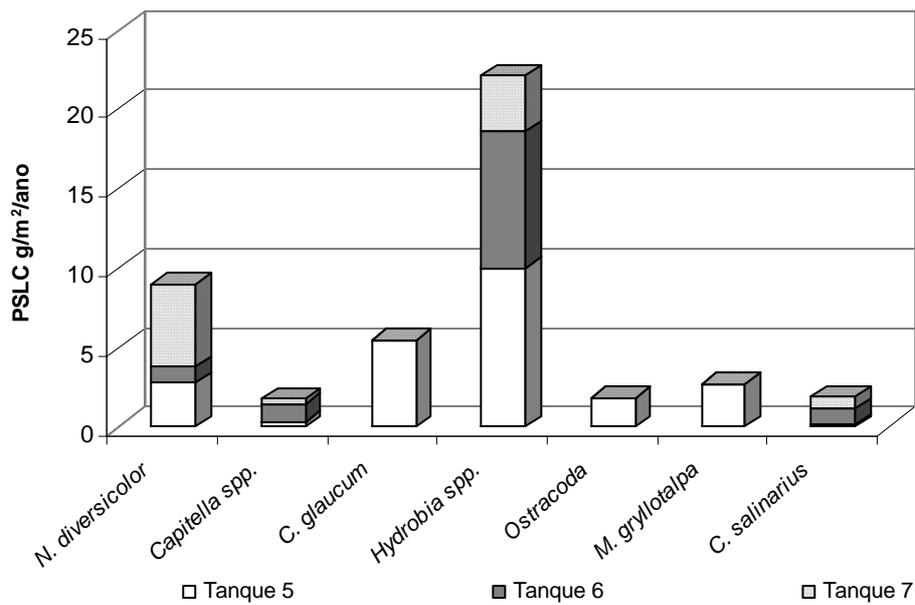


Figura 3.39. Produção secundária (g/m²/ano) estimada das espécies dominantes em cada tanque.

No gráfico da figura 3.40 está representada a produção secundária e a contribuição dos diferentes taxa em cada tanque.

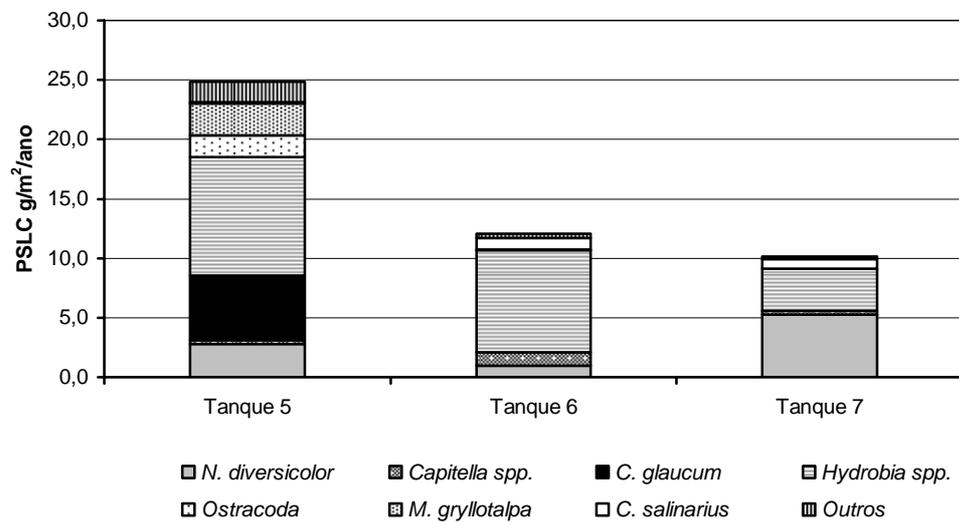


Figura 3.40. Produção anual dos três tanques com a contribuição de cada espécie.

Tabela 3.13. Produção anual (PSLC, g/m²) estimada dos macroinvertebrados e taxas de P/\bar{B} finais nos tanques 5, 6 e 7.

Taxa	Tanque 5 PSLC g/m ²	Tanque 6 PSLC g/m ²	Tanque 7 PSLC g/m ²
Anthozoa n.i.	0,06	0,00	0,00
<i>Nereis diversicolor</i>	2,77	0,98	5,25
<i>Polydora ciliata</i>	0,01	0,02	0,00
<i>Streblospio shrubsolii</i>	0,43	0,07	0,17
Cirratullidae n.i.	0,00	0,00	0,02
<i>Capitella</i> spp.	0,32	1,09	0,34
<i>Heteromastus filiformis</i>	0,00	0,00	0,00
<i>Branchiomma</i> sp.	0,00	0,02	0,00
<i>Melinna palmata</i>	1,03	0,25	0,01
Polychaeta n.i.	0,08	0,00	0,00
Oligochaeta n. i.	0,00	0,00	0,00
<i>Abra ovata</i>	0,14	0,00	0,00
<i>Cerastoderme glaucum</i>	5,44	0,00	0,02
<i>Bivalvia n.l.</i>	0,03	0,00	0,00
<i>Hydrobia</i> spp.	9,99	8,62	3,53
Copepode	0,01	0,00	0,00
Ostracoda sp.	1,50	0,00	0,00
<i>Cyathura carinata</i>	0,21	0,00	0,00
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	2,69	0,02	0,00
<i>Corophium</i> spp.	0,00	0,01	0,00
<i>Chironomus salinarius</i>	0,13	0,98	0,78
Nemertina n.i.	0,03	0,00	0,01
Totais	24,87	12,06	10,12
P/\bar{B}	2,4	1,9	2,4

A produção total foi mais elevada no tanque 5 (24,9 g PSLC/m²) do que nos tanques 6 e 7 (tabela 3.13). No tanque 5 a maior produção correspondeu ao gastrópode *Hydrobia* spp. seguindo-se *C. glaucum*, *N. diversicolor* e *M. gryllotalpa*. No tanque 6 estimou-se uma produção secundária de 12,1 g PSLC/m² e no tanque 7 de 10,1 g PSLC/m². A produção do tanque 6 foi constituída, quase exclusivamente, por *Hydrobia* spp. Mais de metade da contribuição da produção no tanque 7 foi atribuída a *N. diversicolor*, seguida de *Hydrobia* spp. (figura 3.40).

Os valores de produção secundária são semelhantes aos obtidos por Arias e Drake (1994) numa lagoa semi-natural, na área de Cadiz. Estes autores referenciam valores de produção secundária que variaram entre 13,3 e 27,3 PSLC g/m². Gamito (1994) registou produções mais elevadas (26,3 a 67,1 PSLC g/m²) em reservatórios de salinas, na ria Formosa.

As taxas de produção P/\bar{B} foram iguais para os tanques 5 e 7, enquanto que a do tanque 6 foi mais baixa (tabela 3.13). Estes valores são ligeiramente inferiores aos estimados por Gamito, (1994) num reservatório de uma salina abandonada, mas mais elevados do que nos outros reservatórios onde havia uma maior renovação de água. No entanto, estes valores são altos, indicando um elevado potencial de produção relativamente aos baixos valores de biomassa encontrados, o que é típico de áreas instáveis onde a macrofauna é composta essencialmente por um número reduzido de espécies oportunistas (Anadon, 1980).

3.3.2.6. Determinação das alterações da estrutura da comunidade bentónica

As curvas comparativas de abundância-biomassa (ABC), para os três tanques, estão ilustradas nas figuras 3.41, 3.42 e 3.43.

As curvas de dominância numérica, correspondentes aos três tanques, situam-se acima das respectivas curvas de dominância da biomassa. De acordo com o critério de avaliação do grau de perturbação, em comunidades bentónicas, proposto por Warwick (1986), quando a curva de abundância começa ligeiramente acima da curva de biomassa, corresponde a um estado moderadamente alterado, que é o caso do tanque 5 e do tanque 6. No entanto, a curva de abundância do tanque 7 começa bem acima da biomassa, revelando um grau de perturbação mais elevado. Num sistema lagunar costeiro em Cádiz, Arias e Drake (1995) e Drake e Arias (1997) detectaram graus de perturbação da comunidade bentónica semelhante aos verificados nos tanques 5 e 6.

Estes resultados estão de acordo com os baixos índices de diversidade encontrados os quais apontam para ambientes perturbados, sendo o valor mais baixo o do tanque 7. As curvas ABC indicam precisamente ser este o tanque mais alterado. As variações observadas na curva ABC do tanque 7 devem-se essencialmente à contribuição importante da biomassa de *N. diversicolor* nesse tanque.

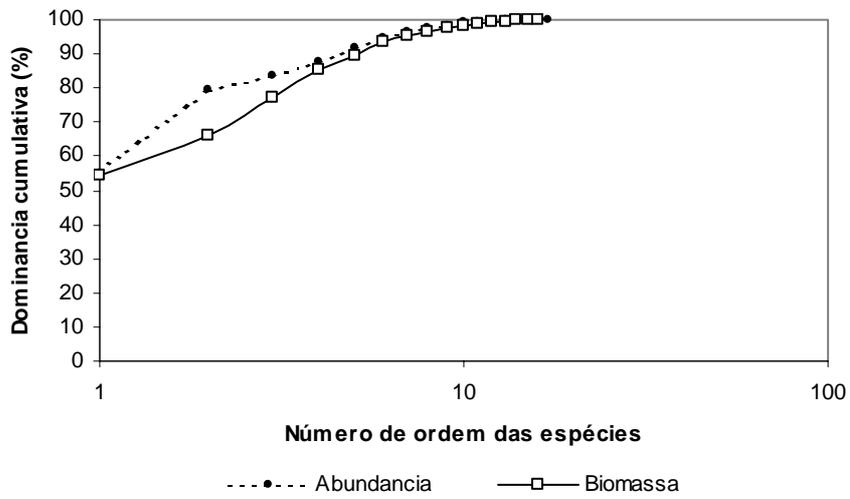


Figura 3.41. Curvas comparativas de abundância – biomassa do tanque 5

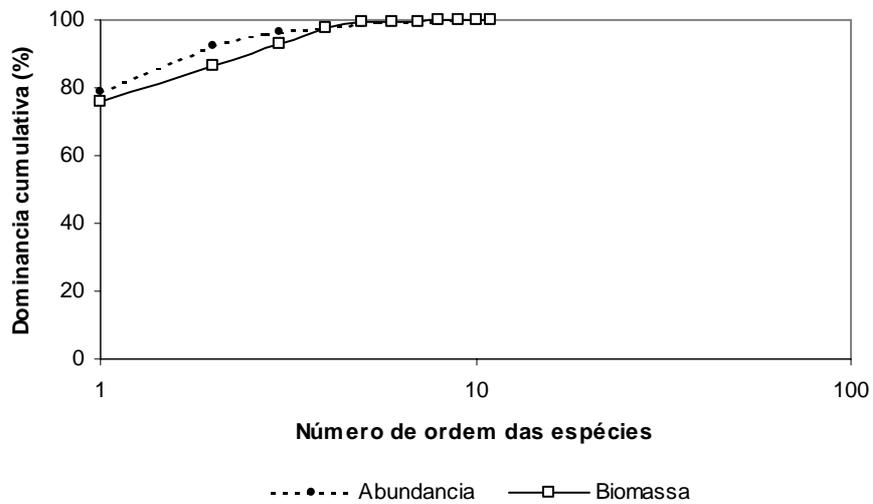


Figura 3.42. Curvas comparativas de abundância - biomassa do tanque 6

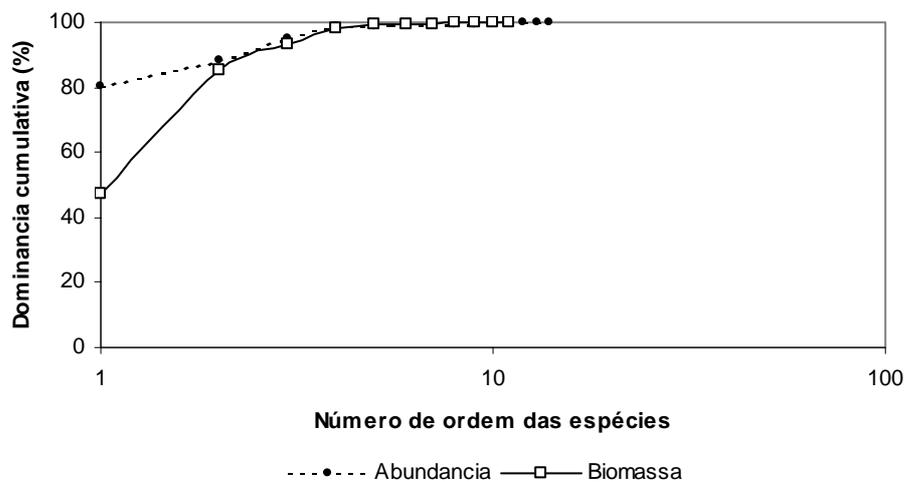


Figura 3.43. Curvas comparativas de abundância – biomassa do tanque 7

3.3.3. ANÁLISE MULTIVARIADA

3.3.3.1. Características físico - químicas. Análise em componentes principais

Na figura 3.44 sumarizam-se os resultados referentes à análise em componentes principais.

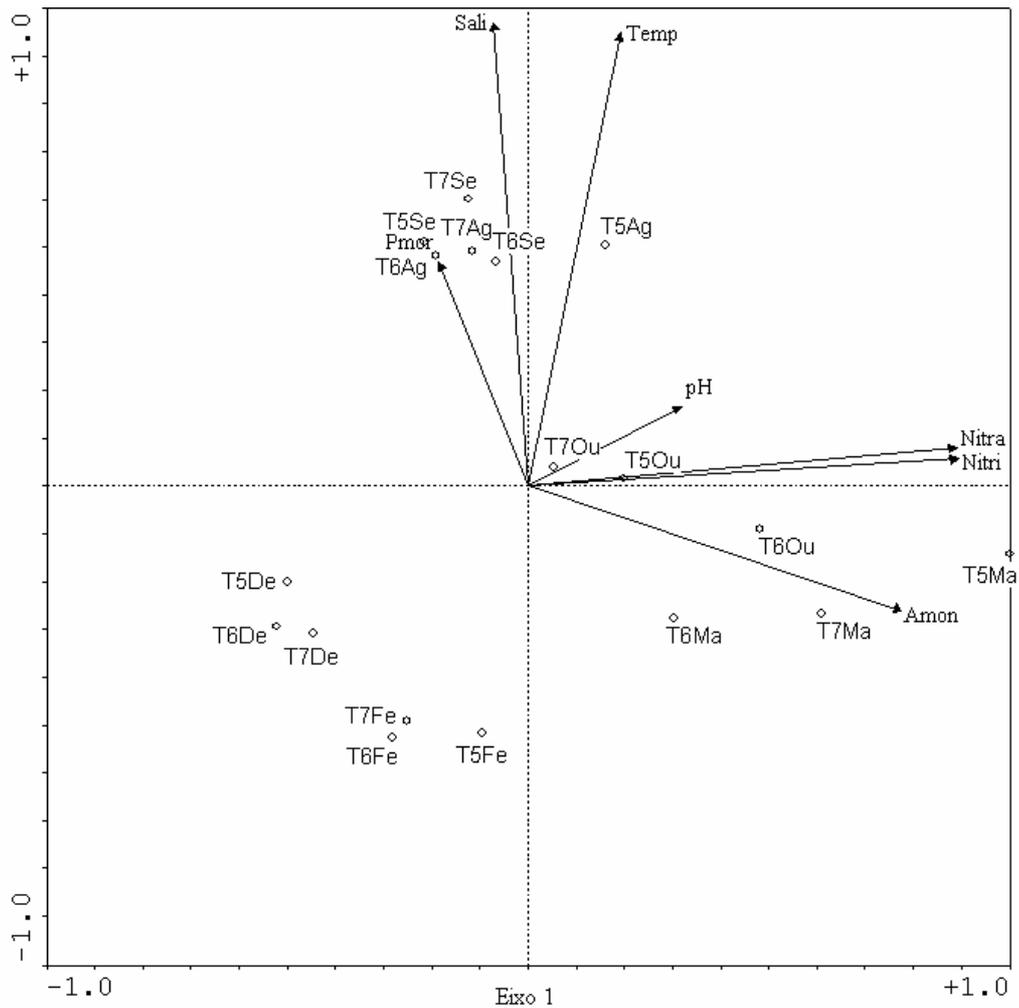


Figura 3.44. Representação das várias estações de amostragem e dos parâmetros ambientais no primeiro plano factorial referente à análise de componentes principais. Códigos das estações e dos parâmetros ambientais:

- T5 Ag – Tanque 5 – Agosto
- T6 Ag – Tanque 6 – Agosto
- T7 Ag – Tanque 7 – Agosto
- T5 Se – Tanque 5 – Setembro

T6 Se – Tanque 6 – Setembro
T7 Se – Tanque 7 – Setembro
T5 Ou – Tanque 5 – Outubro
T6 Ou – Tanque 6 – Outubro
T7 Ou – Tanque 7 – Outubro
T5 De – Tanque 5 – Dezembro
T6 De – Tanque 6 – Dezembro
T7 De – Tanque 7 – Dezembro
T5 Fe – Tanque 5 – Fevereiro
T6 Fe – Tanque 6 – Fevereiro
T7 Fe – Tanque 7 – Fevereiro
T5 Ma – Tanque 5 – Março
T6 Ma – Tanque 6 – Março
T7 Ma – Tanque 7 – Março
Temp – Temperatura
Sali – Salinidade
pH – pH
Amon – Amónia
Nitri – Nitritos
Nitra – Nitratos
Pmor – Percentagem em matéria orgânica

A ordenação da ACP indicou existir um gradiente ao longo do eixo 1. O eixo 1 diferenciou as amostragens efectuadas no Inverno das amostragens efectuadas durante a Primavera e o Outono, caracterizadas por valores elevados de compostos azotados (nitratos, nitritos e amónia) e de pH. Este eixo explica 33,8% da variação do conjunto dos dados. O segundo eixo individualizou as amostragens efectuadas durante o Verão dos três tanques, associado aos valores elevados de salinidade, temperatura e matéria orgânica. Este eixo explica 30,8% da variação total.

Não foi possível reconhecer diferenciação entre os tanques relativamente aos parâmetros ambientais.

3.3.3.2. Comunidades macrobentónicas. “Multidimensional Scaling”

O dendrograma da figura 3.45 mostra as afinidades entre as várias estações.

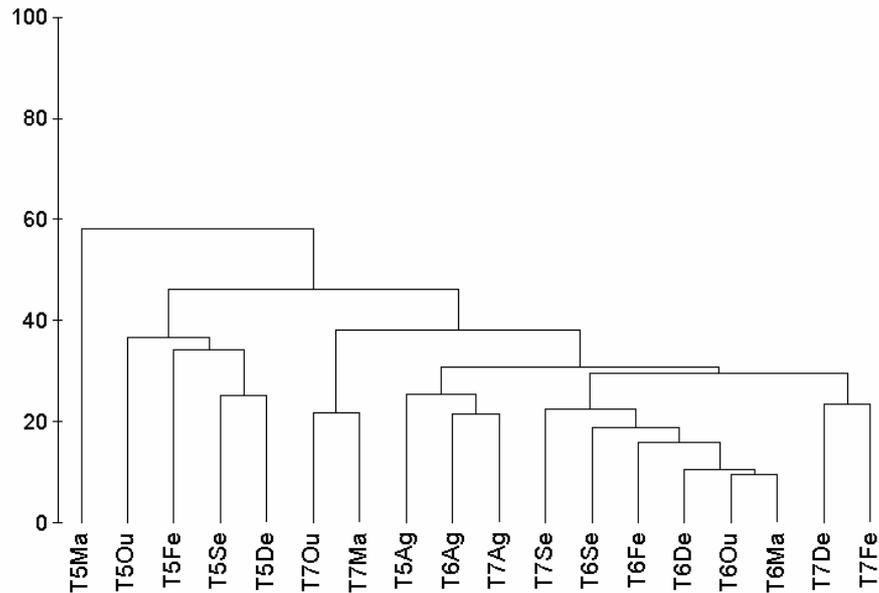


Figura 3.45. Dendrograma dos grupos de estações, com base nas densidades dos vários taxa em cada estação (coeficiente Bray-Curtis, transformação “raiz quadrada da raiz quadrada”). Códigos das estações ver legenda da figura 3.44.

Foram distinguidos 3 grupos principais que correspondem a um nível de semelhança arbitrário de 40 %. A estação correspondente a Março do tanque 5 constitui um grupo isolado. O segundo grupo é constituído pelas restantes amostragens do tanque 5 e o terceiro grupo inclui as que pertencem ao tanque 6 e 7 e à amostragem de Agosto do tanque 5.

A figura 3.46 ilustra a ordenação das estações através da “Multidimensional Scaling” MDS. Distinguem-se 3 grupos: um constituído pelas estações correspondentes ao tanque 6, o outro grupo pelas estações dos tanques 7 e mais dispersas as estações do tanque 5 com excepção da estação de Agosto.

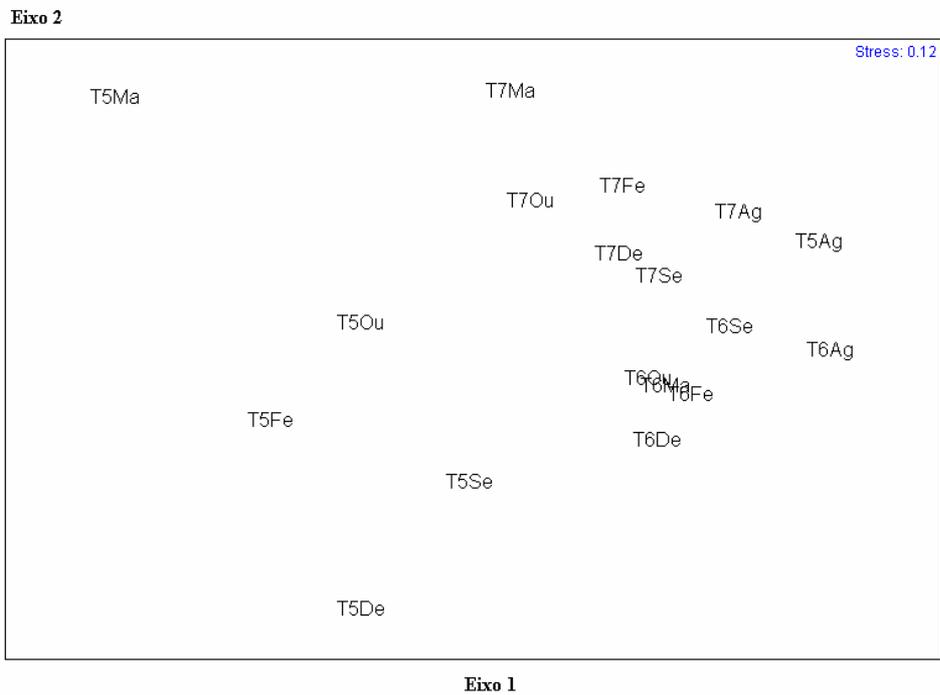


Figura 3.46. Ordenação das estações em duas dimensões usando o “MDS”; com base nos valores de densidades dos vários *taxa* em cada estação. Códigos das estações ver legenda da figura 3.44.

O dendrograma obtido pela análise classificativa das estações de amostragem utilizando os dados da biomassa está representado na figura 3.47.

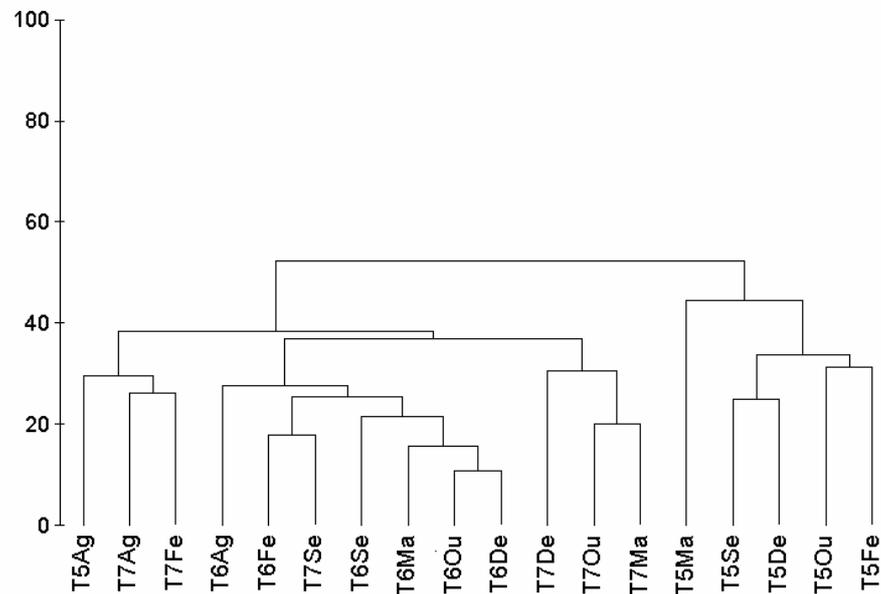


Figura 3.47. Dendrograma dos grupos de estações, com base nas biomassas dos vários *taxa* em cada estação (coeficiente Bray - Curtis, transformação “raiz quadrada da raiz quadrada”). Códigos das estações ver legenda da figura 3.45.

Os grupos formados por esta análise são basicamente os mesmos dos que foram obtidos anteriormente, quando se utilizaram os dados das densidades. Ao utilizarmos o nível de semelhança arbitrário de 45% obtém-se dois agrupamentos constituídos um por todas as amostragens do tanque 5 com excepção da amostragem efectuada em Agosto. Ao outro grupo pertencem todas as estações do tanque 6 e 7.

A figura 3.48 ilustra os resultados da “MDS” efectuada com base nos dados da biomassa.

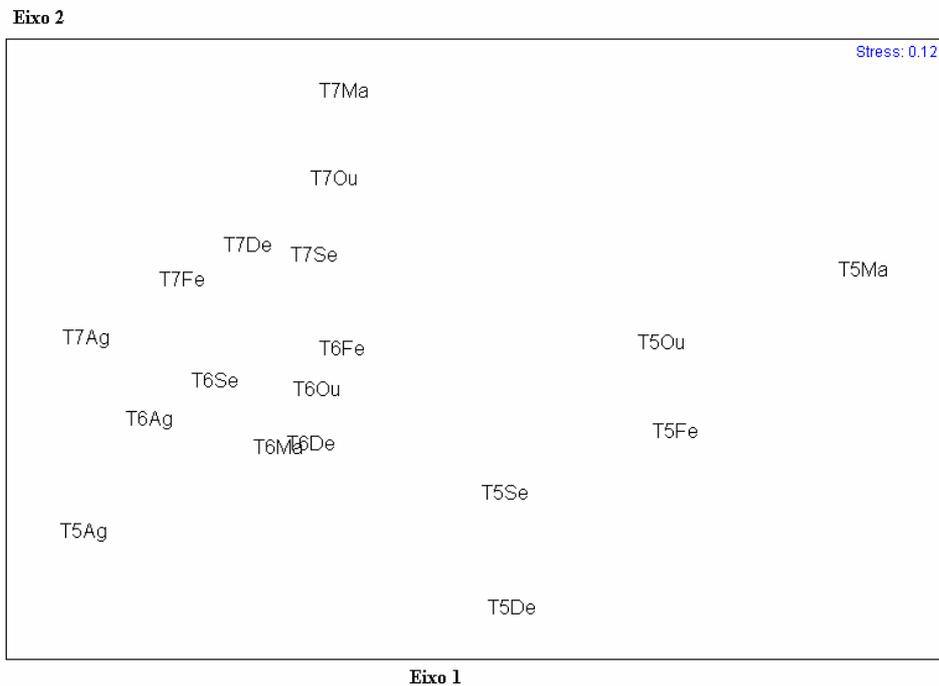


Figura 3.48. Gráfico de ordenação da MDS com base nos dados da biomassa da comunidade macrobentónica das várias estações.

O gráfico resultante indica os mesmos agrupamentos obtidos pelo MDS efectuado com base nos valores da densidade.

Os dendrogramas relativos à análise classificativa efectuada à matriz das densidades e biomassas dos *taxa* são apresentados nas figuras 3.49 e 3.50, respectivamente. Foi utilizado o nível de semelhança arbitrário de 60 %. Os resultados obtidos foram semelhantes para os dois conjuntos de dados.

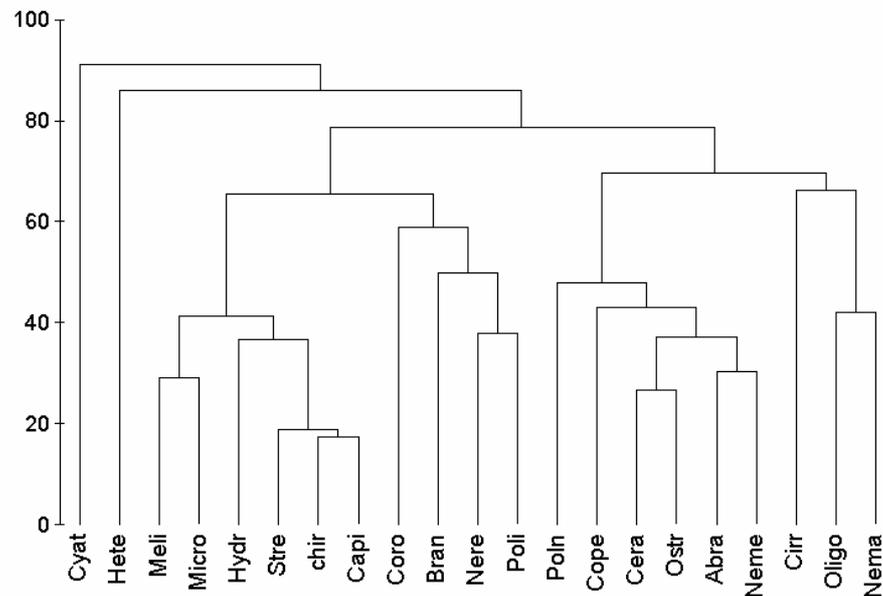


Figura 3.49. Dendrograma das associações de *taxa* com base nas densidades dos vários *taxa* de macrobentos, em cada estação (Coeficiente de Bray-Curtis, transformação “raiz quadrada da raiz quadrada”). Códigos dos *taxa*:

- Abra - *Abra ovata*
- Bran - *Branchiomma* sp.
- Capi - *Capitella* spp.
- Cera - *Cerastoderme glaucum*
- Chir - *Chironomus salinarius* (larva)
- Cirr - Cirratullidae n.i.
- Cope - Copepode
- Coro - *Corophium* spp.
- Cyat - *Cyathura carinata*
- Hete - *Heteromastus filiformis*
- Hydr - *Hydrobia* spp.
- Meli - *Melinna palmata*
- Micro - *Microdeutopus gryllotalpa*
- Nema - Nematode n.i.
- Neme - Nemertina n.i.
- Nere - *Nereis diversicolor*
- Oligo - Oligochaeta n.i.
- Ostr - *Ostracoda* sp.
- Poli - *Polydora ciliata*
- Poln - Polychaeta n.i.
- Stre - *Streblospio shrubsolii*

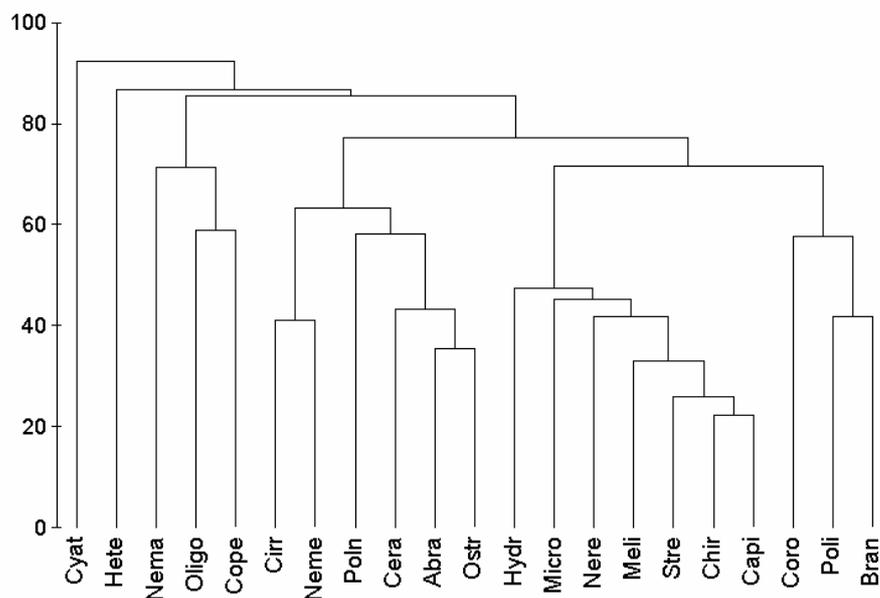


Figura 3.50. Dendrograma das associações de *taxa* com base nas biomassas dos vários *taxa* de macrobentos, em cada estação (Coeficiente de Bray-Curtis, transformação “raiz quadrada da raiz quadrada”). Códigos dos *taxa*, ver legenda da figura 3.49.

Verificou-se aglomeração em três grupos distintos: um que engloba os *taxa* que ocorreram em quase todas as amostragens dos três tanques (*M. palmata*, *M. gryllotalpa*, *Hydrobia* spp., *S. shrubsolli*, *C. salinarius* e *Capitella* spp. para os dados da densidade, enquanto que com os valores da biomassa este grupo inclui também a *N. diversicolor*), outro constituído pelos *taxa* que ocorreram quase exclusivamente no tanque 5 (Poliquetas não identificadas, Ostracoda, *C. glaucum*, *A. Ovata*, Nemertina e Copepode para as densidades, com os valores da biomassa este grupo não inclui Nemertina e Copepode) e um terceiro agrupando os *taxa* que tiveram uma maior representatividade no tanque 6 (*Corophium* spp., *Branchioma* sp., *P. ligni* e *N. diversicolor* quando se utilizou os valores da densidade enquanto que os resultados da biomassa o agrupamento obtido não inclui a *N. diversicolor*). Os *taxa* que não estão englobados nestes três agrupamentos tiveram uma representatividade diminuta, só tendo sido registados em duas a três datas de amostragem.

Drake e Arias (1997) utilizaram uma abordagem multivariada para detectar diferenças na estrutura das comunidades macrozoobentónicas sujeitas a diferentes métodos de

aquacultura tendo obtido agrupamentos bem definidos e associados a cada um dos métodos. Naquele caso o factor que determinou a diferenciação foi a taxa de renovação da água. A importância deste factor na diferenciação das comunidades macrobentónicas já tinha sido referida por Gamito (1994). O agrupamento composto pelos *taxa* comum aos três tanques no presente estudo é semelhante ao agrupamento obtido por Gamito (1994) num reservatório de uma salina na Ria Formosa, onde a taxa de renovação de água foi muito reduzida.

Os resultados da análise de correspondências aplicada aos dados referentes à densidade dos *taxa*, são apresentados na tabela 3.14 e na figura 3.51. A percentagem de variabilidade associada aos 4 primeiros eixos factoriais é elevada (72%), sendo a correspondente aos dois primeiros cerca de 50% (tabela 3.14).

Tabela 3.14. Valores próprios e percentagem cumulativa da variância associada aos primeiros quatro eixos factoriais da análise de correspondências, aplicada aos dados referentes à densidade de macrobentos.

Valores próprios e Variância		
Eixo factorial	VP	% Variância Espécies
1	0,247	31,9
2	0,137	49,1
3	0,117	64,1
4	0,060	71,7
Inércia total	0,781	

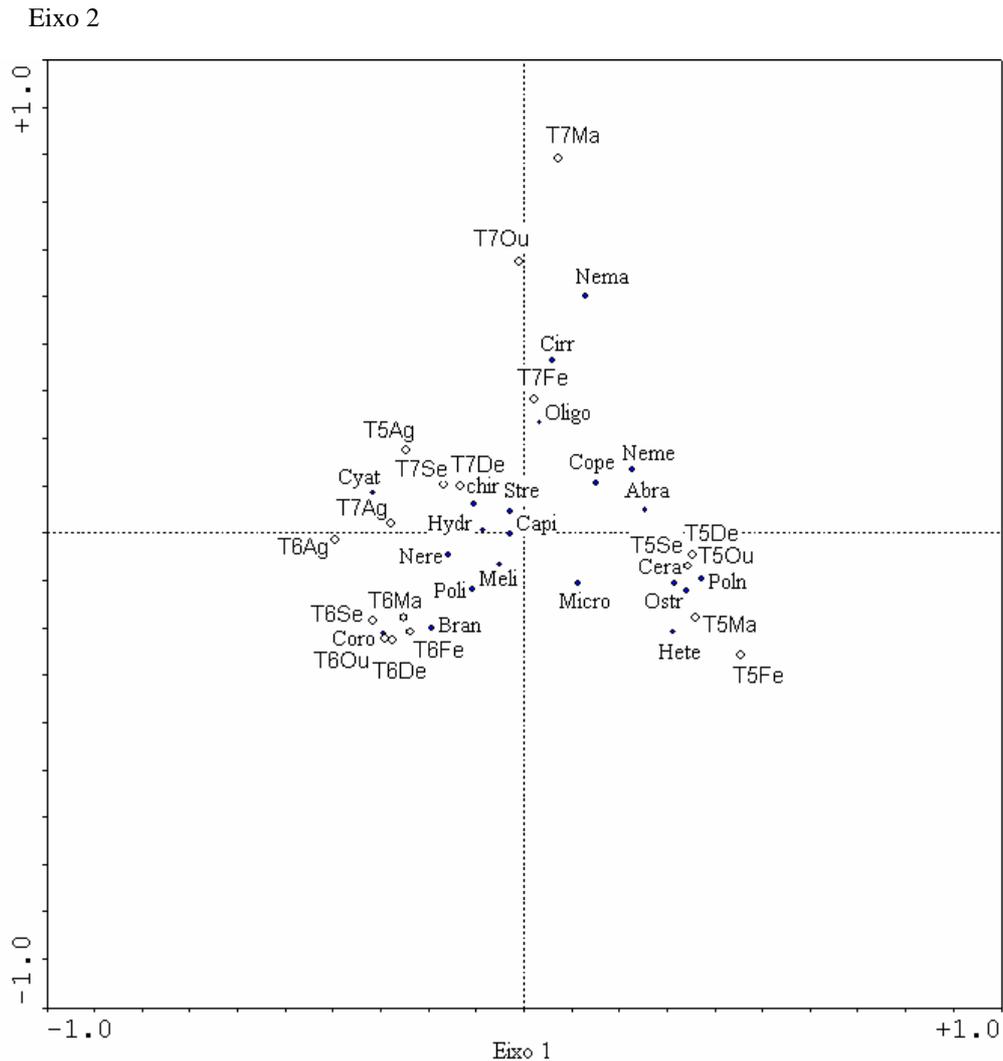


Figura 3.51. Projeção dos taxa de macrozoobentos e das estações de amostragem nos dois primeiros eixos do plano factorial referente à análise de correspondências, com base nas densidades dos vários taxa: ver legenda da Fig. 3.49. Códigos das estações: ver legenda da Fig. 3.45.

A ordenação das estações baseada na composição dos taxa indica que as diferenças entre os tanques foram maiores do que as diferenças entre as estações de amostragem feitas em diferentes períodos do ano em cada tanque. As estações de cada tanque ficaram agrupadas próximas umas das outras, independentemente da data da amostragem. O primeiro eixo diferenciou as amostragens efectuadas no tanque 5 das amostragens efectuadas no tanque 6. As amostragens do tanque 7 foram posicionadas entre as dos dois outros tanques, sendo algumas amostragens deste tanque (T7Ou, T7Fe e T7Ma) diferenciadas no eixo 2, devido à ocorrência em maior número dos taxa Nematode, Cirratulidae e Oligochaeta. Ao tanque 5 estão associados *C. glaucum*, *Ostracoda* sp. e *H.*

filiformis, que não foram encontrados nos outros tanques. O anfípode *Corophium* spp. e o poliqueta *Branchioma* sp. estão associados ao tanque 6.

O primeiro eixo parece indicar um gradiente ambiental, do tanque 5 ao tanque 6, com o tanque 7 ocupando um lugar intermédio. Com base neste padrão o eixo 1 poderá representar um gradiente de aumento da intensificação do regime de cultura: num extremo está o tanque 6, onde não foi dado qualquer tipo de alimento e no outro extremo fica o tanque 5 onde foi fornecido alimento artificial e introduzida uma população de robalos.

Os valores próprios relativos à análise de correspondências para a matriz dos dados de biomassa são apresentados na tabela 3.15. A percentagem da variância associada aos 4 primeiros eixos factoriais é semelhante à obtida na análise anterior.

O gráfico resultante desta análise está representado na figura 3.52 e representa a distribuição espacial no primeiro plano factorial dos dados da biomassa de macrobentos.

Tabela 3.15. Valores próprios e percentagem cumulativa da variância associada aos primeiros quatro eixos factoriais da análise de correspondências, aplicada aos dados referentes à biomassa de macrobentos.

Valores próprios e Variância		
Eixo factorial	VP	% Var Espécies
1	0,288	31,9
2	0,167	50,4
3	0,117	63,4
4	0,083	72,6
Inércia total	0,903	

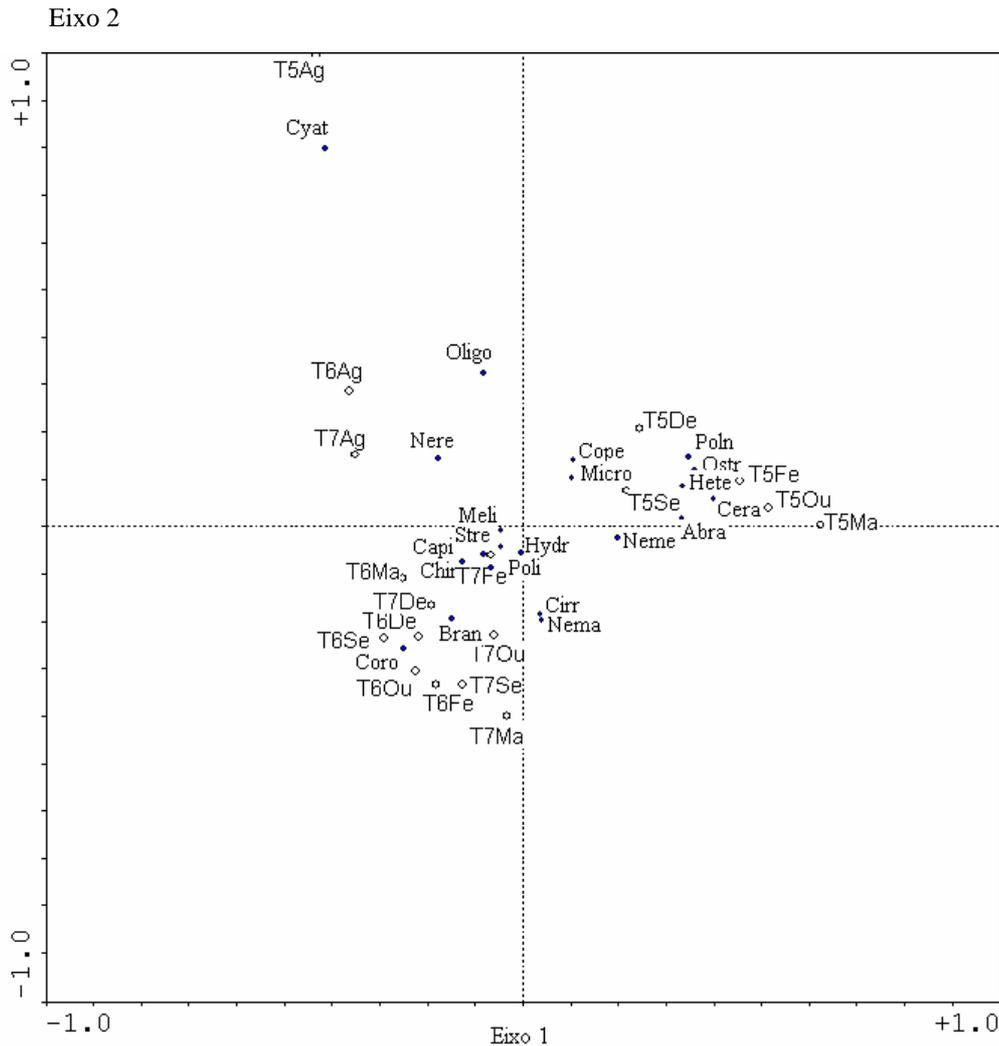


Figura 3.52. Representação dos vários taxa de macrobentos e das estações de amostragem, nos dois primeiros eixos do plano factorial, referente à análise de correspondências com base nas biomassas dos vários taxa, em cada estação. Códigos das estações: ver legenda da Fig. 3.45. Códigos dos taxa: ver legenda da Fig. 3.49.

O primeiro eixo diferenciou as amostragens efectuadas no tanque 5 das amostragens efectuadas no tanque 6 e 7. Os taxa associados a cada tanque foram os mesmos que se verificaram na análise efectuada com base na matriz de densidades. O segundo eixo factorial diferenciou as amostragens efectuadas em Agosto nos três tanques devido ao elevados valores de biomassa de *C. carinata* no tanque 6 e 5 e do poliqueta *N. diversicolor*, no tanque 7.

A aplicação dos vários métodos de análise multivariada, as técnicas de classificação e de ordenação originou resultados idênticos. O tanque 5 diferenciou-se dos tanques 6 e 7, cuja separação foi mais ténue, apesar de apresentarem uma certa diferenciação entre eles. Este facto indica que a existência da população de robalos no tanque 5 pode ter provocado alterações, de uma forma directa ou indirecta, nas comunidades bentónicas.

3.3.3.3. Relação entre comunidades macrobentónicas e variáveis ambientais

A análise de correspondências canónica (ACC) foi feita com as variáveis ambientais consideradas na ACP.

A tabela 3.16 sumaria os resultados obtidos com a ordenação. Os dois primeiros eixos canónicos explicam 30,1% da variação total dos dados referentes às espécies e 65,5% da variação explicada pelas variáveis ambientais enquanto que os primeiros quatro eixos contribuem com 89,1% dessa variância.

Tabela 3.16. Sumário da ordenação de ACC com as variáveis ambientais, efectuado com a matriz das densidades dos *taxa* nas várias estações.

Eixo factorial	1	2	3	4
Valores próprios (som total=1,140)	0,157	0,078	0,047	0,038
Correlações espécies-ambiente	0,839	0,831	0,622	0,897
Percentagem cumulativa da variância:				
dos dados das espécies	20,1	30,1	36,1	40,9
da relação espécies-ambiente	43,7	65,5	78,6	89,1

A representação dos *taxa* no plano da ACC é feita na figura 3.53. O comprimento do vector mede a importância da variável ambiental sendo as mais importantes representadas pelos vectores maiores. As variáveis ambientais são representadas pelos vectores e distribuem-se pelos quatro quadrantes definidos pelos eixos 1 e 2.

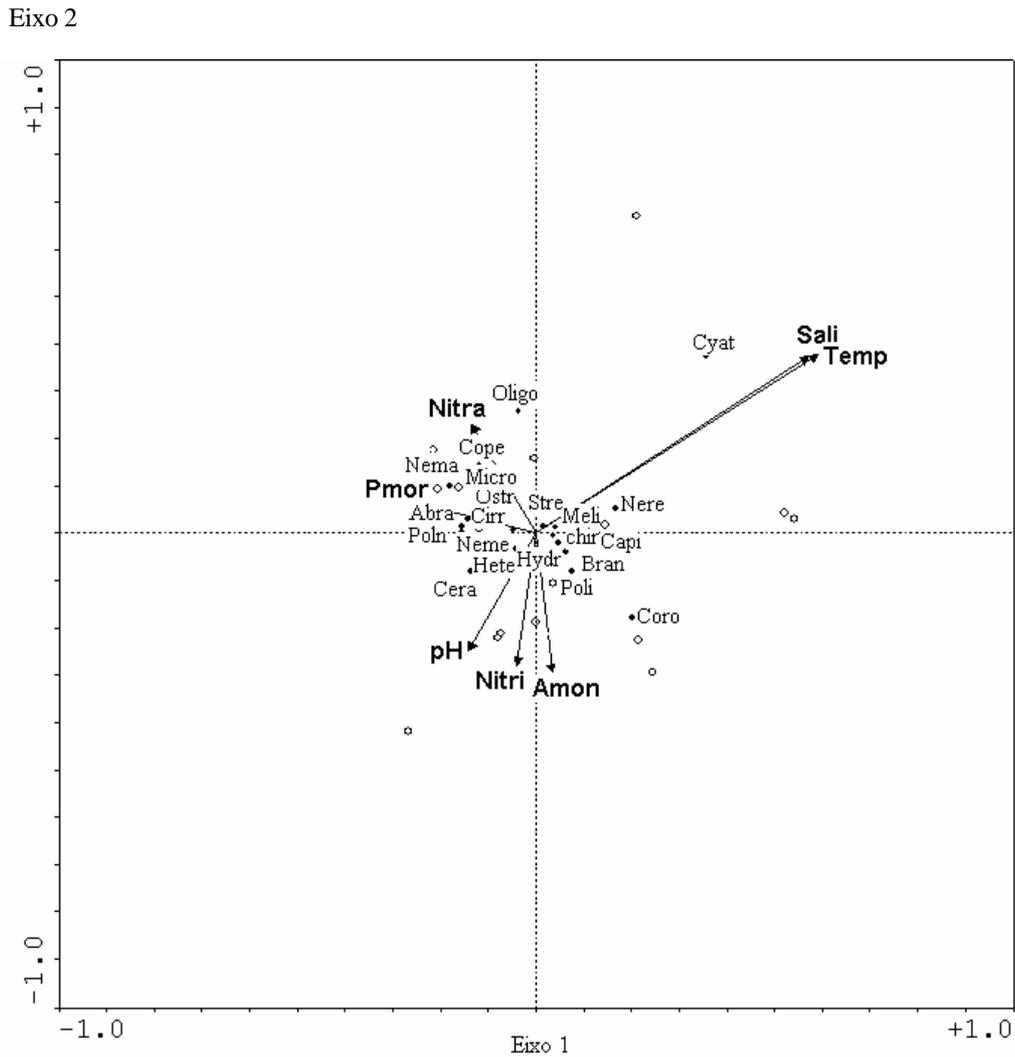


Figura 3.53. Diagrama de ordenação baseado na análise de correspondências canónica da matriz das densidades dos *taxa* nas várias estações onde estão assinaladas as projecção dos parâmetros ambientais e dos *taxa*. ° - Coordenadas das estações; • - Coordenadas dos *taxa*. Códigos dos *taxa* e parâmetros ambientais, ver legenda da Fig. 3.49.

A maior parte dos *taxa* foram projectados próximo da origem dos eixos, o que indica não terem tido muita importância na diferenciação das estações.

A representação dos locais das amostragens no plano da ACC é feita na figura 3.54.

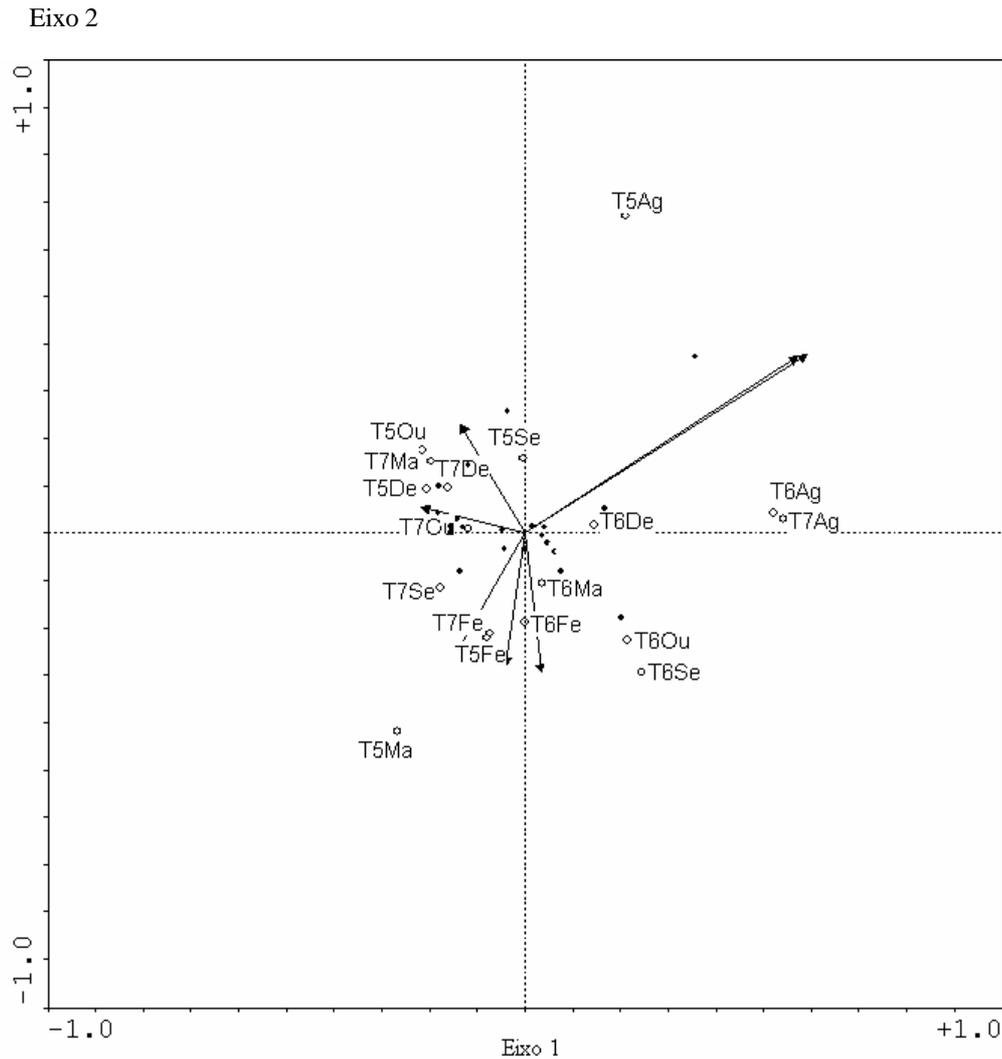


Figura 3.54. Diagrama de ordenação baseado na análise de correspondência canónica da matriz de densidades dos *taxa* nas várias estações onde está assinalada a projecção das estações. ° - Coordenadas das estações; • - Coordenadas dos *taxa*. Códigos como das estações – ver legenda da Fig. 3.45.

A projecção das estações na ACC foi um pouco diferente da projecção das estações na AC (Fig. 3.51 e Fig. 3.54). Enquanto que as estações do tanque 5 e 7 foram projectadas próximas umas das outras, as estações do tanque 6 foram projectadas afastadas das estações dos outros dois tanques.

Quando os resultados das ordenações da AC e da ACC são diferentes, significa que as variáveis escolhidas não explicam a maior parte da variação dos dados (ter Braak, 1986). O teste de Monte Carlo realizado confirma que não existe uma relação significativa entre as densidades das espécies e as variáveis ambientais (tabela 3.17). Isto pode significar que não

3. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EM TANQUES DE TERRA. RELAÇÕES COM OS FACTORES AMBIENTAIS

foram medidos os parâmetros ambientais que estão realmente a condicionar a estrutura das comunidades.

Tabela 3.17. Teste de Monte Carlo para a matriz das densidades

Teste de Monte Carlo			
	VP	F	P
Teste de significância do primeiro eixo canónico	0,157	2,509	0,165
Teste de significância de todos os eixos canónicos	0,359	1,212	0,195

A tabela 3.18 sumariza os resultados obtidos com a ordenação da ACC efectuada com a matriz de biomassas dos *taxa* nas várias estações. Os dois primeiros eixos canónicos explicam 31,4% da variação total dos dados referentes às espécies e compreende 65,2% da variação explicada pelas variáveis ambientais enquanto que os primeiros quatro eixos contribuem com 89,7% dessa variância.

Tabela 3.18. Sumário da ordenação de ACC efectuada com a matriz de biomassas dos *taxa* nas várias estações.

Eixo factorial	1	2	3	4
Valores próprios (som total=1,337)	0,196	0,087	0,062	0,044
Correlações espécies-ambiente	0,874	0,746	0,887	0,607
Percentagem cumulativa da variância:				
dos dados das espécies	21,7	31,4	38,2	43,1
da relação espécies-ambiente	45,2	65,2	79,5	89,7

A representação dos *taxa* no plano da ACC é feita na figura 3.55. As variáveis ambientais são representadas pelos vectores e distribuem-se pelos quatro quadrantes definidos pelos eixos 1 e 2.

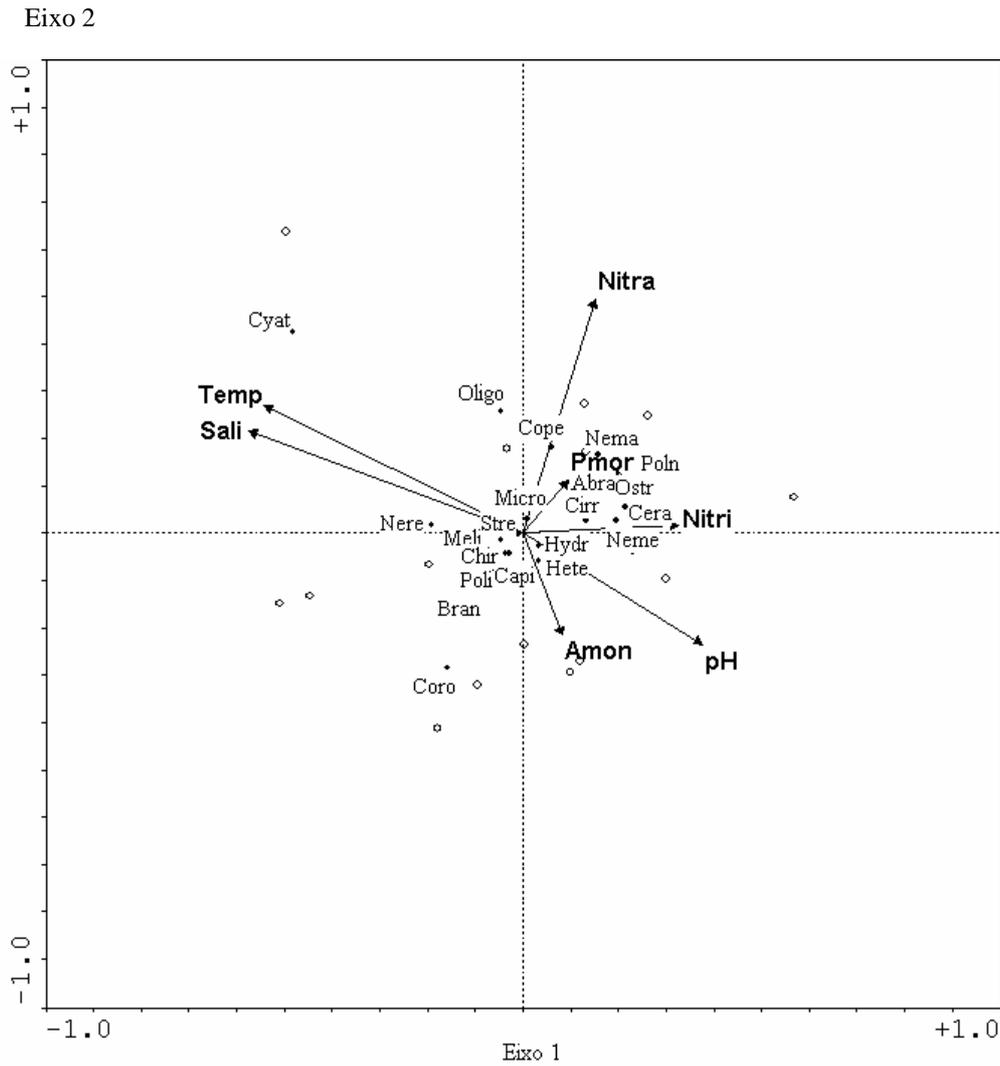


Figura 3.55. Diagrama de ordenação baseado na análise de correspondência canónica da matriz de biomassas onde está assinalada a projecção dos parâmetros ambientais. ° - Coordenadas dos taxa. Códigos dos taxa e dos parâmetros ambientais ver legenda da Fig. 3.49.

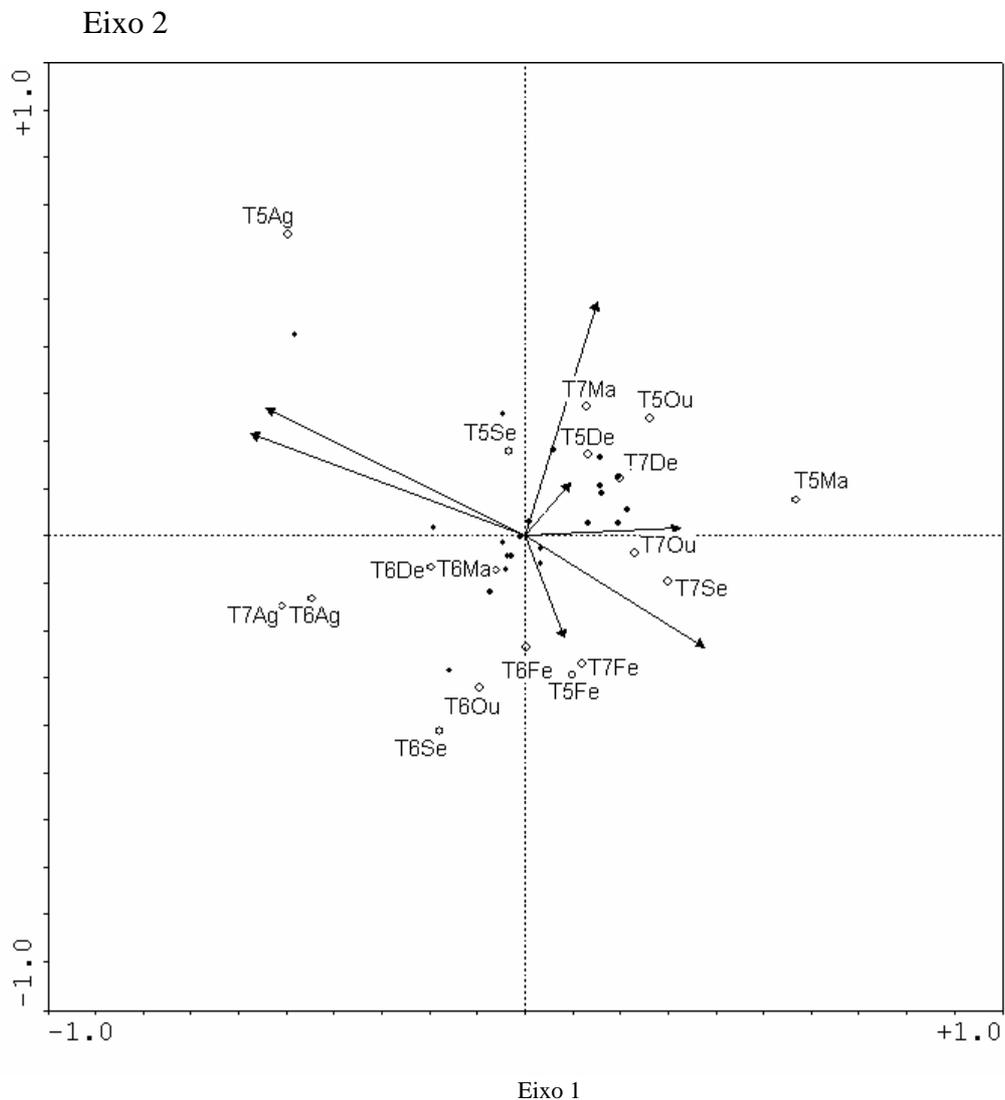


Figura 3.56. Diagrama de ordenação baseado na análise de correspondência canónica da matriz de biomassas onde está assinalada a projecção das estações. ° - Coordenadas das estações. Códigos das estações ver legenda da Fig. 3.45.

Os resultados da ACC relativamente às matrizes de densidades e de biomassas foram muito semelhantes.

As figuras 3.53 e 3.56 indicam que as variáveis mais importantes foram a salinidade e a temperatura. A maior parte dos *taxa* foram projectados próximo da origem dos eixos, indicando que não tiveram muita importância na diferenciação das estações.

A projecção das estações na ACC foi um pouco diferente da projecção das estações na AC (figuras 3.56 e 3.52). Enquanto que as estações do tanque 5 e 7 foram projectadas

próximas umas das outras, as do tanque 6 foram projectadas afastadas das dos outros dois tanques.

Tal como já foi referido, o facto dos resultados das ordenações da AC e da ACC serem diferentes, significa que as variáveis ambientais escolhidas não explicam a maior parte da variação dos dados (Ter Braak, 1986). O teste de Monte Carlo realizado confirma que não existe uma relação significativa entre as biomassas das espécies e as variáveis ambientais (tabelas 3.19), resultado idêntico ao obtido com a matriz de valores de densidade. Isto pode significar que não foram considerados os parâmetros ambientais que estão realmente a condicionar a estrutura das comunidades. No entanto, podemos verificar que, mais uma vez, o primeiro eixo separa os modos de cultura nos tanques, de um lado o tanque 6, onde não foi adicionado alimento, e no outro os tanques onde foi adicionado alimento (tanque 5 e 7). Estes últimos caracterizaram-se por valores mais elevados de nutrientes e de percentagem de matéria orgânica.

Tabela 3.19. Teste de Monte Carlo para a matriz das biomassas. (VP – valores próprios).

Teste de Monte Carlo			
	VP	F	P
Teste de significância do primeiro eixo canónico	0,196	2,772	0,105
Teste de significância de todos os eixos canónicos	0,434	1,322	0,145

3.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES

Os tanques de terra onde se desenvolveu o crescimento da *S. senegalensis*, suportaram populações densas de invertebrados embora com uma grande variação ao longo do período estudado: o valor mínimo foi $3 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$ e o máximo foi de $114 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$.

Os taxa *Hydrobia* spp., *M. gryllotalpa* e *Capitella* spp. dominaram a macrofauna dos tanques, em termos de número de indivíduos, enquanto que em termos de biomassa, os taxa *Hydrobia* spp., *N. diversicolor* e *Capitella* spp. foram dominantes.

A densidade e a biomassa do macrobentos foram caracterizadas pelo forte predomínio do gastrópode *Hydrobia* spp., principalmente nos meses em que as temperaturas foram mais baixas (Outono/Inverno). O decréscimo significativo na densidade de *N. diversicolor*, desde o início da amostragem até Setembro-Outubro, pode ter sido provocado pela predação dos linguados, dado que ocorreu durante o período de crescimento deste peixe.

Os índices de diversidade e as curvas ABC indicaram que a comunidade bentónica dos tanques corresponde a um ambiente moderadamente perturbado e enriquecido organicamente.

As condições ambientais dos tanques de terra são semelhantes às descritas na literatura referentes a lagoas costeiras e reservatórios de salinas, ou seja, ambientes confinados e com grandes variações ambientais devido às baixas taxas de renovação de água. O sucesso de colonização destes habitats pela macrofauna depende essencialmente de dois factores: dispersão dos indivíduos dentro do sistema e sua persistência dentro de uma determinada área. A comunidade bentónica dos tanques de cultura caracterizou-se por espécies típicas de ambientes lagunares (Barnes, 1989 e 1994b), com baixas taxas de dispersão mas resistentes a condições adversas (Drake e Arias, 1997). Os taxa são oportunistas e típicos de ambientes enriquecidos organicamente.

As densidades médias mais elevadas foram registadas no tanque 5 ($35 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$) e as menores no tanque 7, com $16 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$. As espécies mais abundantes do tanque 5 foram *Hydrobia* spp., *Microdeutopus gryllotalpa* e *S. shrubsolii* enquanto que nos outros tanques foram *Hydrobia* spp., *Capitella* spp. e *C. salinarius*. Os valores mais elevados dos índices de diversidade foram registados no tanque 5 e os mais baixos no tanque 7. As biomassas médias dos três tanques variaram de um mínimo de $4,1 \text{ g.m}^{-2}$ (tanque 7) e um máximo de $10,2 \text{ g.m}^{-2}$ (tanque 5). As curvas ABC revelaram que os tanques 5 e 6

apresentavam um estado moderadamente perturbado enquanto que o tanque 7 revelou um grau de perturbação mais elevado.

A análise multivariada permitiu identificar um gradiente relacionado com aumento da intensificação do regime de cultura: num extremo está o tanque onde não foi fornecido qualquer tipo de alimento e no outro extremo fica o tanque onde foi fornecido alimento e onde foi introduzido uma população de robalos. O tanque onde se distribuiu alimento e onde só havia linguados ocupa um lugar intermédio.

A análise univariada não permitiu diferenciar as comunidades bentónicas dos três tanques. No entanto, as comunidades macrobentónicas do tanque 5 ficaram claramente diferenciadas dos outros dois quando se utilizou uma aproximação multivariada.

Todas as variáveis analisadas indicaram que o tanque 5 apresentou características de um ambiente menos alterado e suportou abundâncias de macrobentos mais elevadas bem como uma produção secundária superior à dos outros dois tanques. A introdução de robalos no tanque teve naturalmente repercussões na teia trófica do ecossistema e, de uma forma directa ou indirecta, alterou a comunidade macrobentónica.

4. ENGORDA DE JUVENIS DE *S. Senegalensis* EM TANQUES DE TERRA

4.1. INTRODUÇÃO

O linguado, *Solea senegalensis*, é um peixe que se adapta facilmente às elevadas salinidades das zonas confinadas de esteiros, apesar da sua cultura semi-extensiva ou intensiva apresentar problemas relacionados com a alimentação.

O problema principal que limita o desenvolvimento da produção de linguado radica-se na baixa aceitação de dietas inertes pelos juvenis alimentados previamente com alimento vivo (Bromeley, 1977). Tentativas feitas para cultivar juvenis de linguado com dietas artificiais não têm tido grande sucesso. Pelo contrário, resultados obtidos por Ramos *et al.* (1989) mostram que em sistemas de cultura extensiva o linguado se comporta bem pois a maior parte dos requisitos nutritivos são preenchidos pela produção natural. Com efeito, os primeiros ensaios de cultura massiva de pós – larvas de *S. vulgaris* efectuados em tanques de terra registaram crescimentos rápidos e mortalidades relativamente baixas, mas continua a existir pouca informação sobre o comportamento e a capacidade adaptativa “in situ” dos linguados (Lasserre e Lasserre, 1979).

Partindo dos resultados previamente obtidos por Ramos *et al.* (1989), realizou-se um estudo sobre o crescimento de juvenis de linguado em tanques de terra, tendo como objectivos avaliar o efeito da adição de alimento inerte suplementar, bem como eventuais alterações no comportamento do linguado quando cultivado em associação com robalos.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. POVOAMENTO DOS TANQUES

Para o estudo da engorda de juvenis de *S. senegalensis* em tanques de terra foram utilizados três tanques, na piscicultura “Tentativa três”, tendo sido as suas características descritas no capítulo anterior. As pescas de juvenis de linguado para o povoamento dos tanques foram efectuadas por pescadores locais no estuário do Sado (Caldeira de Tróia, Torrão da Comporta e Moinho) durante os meses de Junho e Julho de 1993, sendo as artes de pesca utilizadas o chinchorro e o tapa esteiros.

Dado que não foi possível efectuar uma pescaria da totalidade de juvenis necessários para povoar os três tanques em simultâneo, a introdução de linguados selvagens foi feita no menor intervalo de tempo possível. O tanque 6 foi o primeiro a ser povoado e o tanque 5 o último (tabela 4.1). Esta metodologia teve como objectivo minimizar as diferenças entre os comprimentos da população de juvenis com que se iniciou a cultura em cada tanque, ao reduzir o intervalo de tempo em que foram feitas as pescas necessárias para o povoamento.

A totalidade da captura de cada pesca foi contada antes de ser introduzida no tanque. Para efeitos de cálculo foi considerada, como data de introdução de cada lote de juvenis no tanque, a data da pesca com que se fez 75% da totalidade de linguados introduzidos nesse tanque (tabela 4.1).

Em cada um dos três tanques experimentais a carga de peixes introduzida foi de 0,4 a 0,5 juvenis por m², tendo – se desenvolvido uma estratégia de cultura diferente em cada. A descrição das estratégias aplicadas a cada tanque consta dos materiais e métodos do capítulo anterior.

Na tabela 4.1 encontram-se os dados sobre o povoamento dos tanques.

Tabela 4.1. Dados sobre o povoamento dos tanques.

		Período de introdução	Nº total introduzido	Data introdução de 75%
Tanque 5:	Linguados	22-6-93 a 23-7-93	2670	22-07-1993
	Robalos	01-06-1993	2000	01-06-1993
Tanque 6	Linguados	17-6-93 a 2-7-93	2282	24-06-1993
Tanque 7	Linguados	12-7-93 a 22-7-93	2055	15-07-1993

4.2.1.1. Amostragem e análise da distribuição de comprimentos das populações introduzidas.

Todas as medições de comprimentos foram feitas ao milímetro e dizem respeito ao comprimento total. Para efeitos de apresentação de distribuições de comprimentos em tabelas, os comprimentos de cada amostra foram agrupados em classes de 1 cm, com início no meio centímetro anterior.

Para a maioria das pescas de povoamento dos tanques 6 e 7 foi feita uma amostragem de comprimentos, enquanto que no tanque 5 apenas duas pescas foram amostradas.

Para cada pesca amostrada a respectiva captura era guardada em celhas, e estas por sua vez imersas num dos tanques da piscicultura, até à chegada da equipa do IPIMAR. Antes da introdução dos peixes nos tanques era retirada aleatoriamente das celhas uma amostra para medição de comprimentos. O tamanho da amostra foi variável (cerca de 50 indivíduos sempre que possível) dependente do tamanho aproximado da captura, do intervalo de tempo entre o final da pesca e o início da amostragem e da vitalidade dos juvenis capturados.

Todos os juvenis de cada pesca foram contados e a composição de comprimentos da amostra foi extrapolada para o total da captura dessa pesca. Nas pescas não amostradas a totalidade da captura era também contada antes da sua introdução num tanque, mas neste caso pelo aquacultor. As frequências de comprimentos do total da captura amostrada foram extrapoladas para o povoamento de cada tanque.

Deste modo foi calculado o comprimento médio inicial para cada lote de linguados introduzidos em cada tanque.

De forma a avaliar se havia diferenças nos comprimentos dos três lotes de juvenis introduzidos em cada tanque, procedeu-se a uma análise de variância (ANOVA). A verificação da normalidade da distribuição de comprimentos foi feita, antes de se proceder à ANOVA, através de gráficos com os valores esperados (assumindo uma distribuição normal) contra os valores observados. Aceitou-se que a distribuição era normal quando os valores observados não se afastavam consideravelmente dos esperados. A igualdade das variâncias foi testada, utilizando o teste de Bartlett, tal como sugerido por Zar (1999).

4.2.2. AMOSTRAGENS INTERCALARES E AMOSTRAGEM FINAL

Em cada tanque foram efectuadas amostragens de cerca de 50 peixes nos meses de Setembro, Outubro, Dezembro e Março, capturados por arrasto de vara cuja rede tinha uma malhagem no copo de 10 mm.

As pescas finais realizaram-se em Abril de 1994 nos tanques 6 e 7 e em Janeiro de 1995, no tanque 5. A captura total dos peixes em cada tanque foi feita através de vários arrastos e depois manualmente, após vazamento total do tanque. Foi efectuada a contagem dos sobreviventes e uma amostragem de comprimentos e pesos individuais de cada pesca final (cerca de 200 linguados amostrados por tanque).

As frequências de comprimentos da amostra final de cada tanque foram extrapoladas para o número de indivíduos pescados no final e a média do comprimento final calculada.

4.2.3. CÁLCULO DE PARÂMETROS DE CRESCIMENTO

4.2.3.1. Estimação das relações peso/comprimento e do factor de condição.

No início da experiência, foi feita a 26 de Junho de 1993 uma pesca no estuário do Sado, em que a totalidade dos 485 indivíduos capturados foi levada para o IPIMAR, e os respectivos comprimentos e pesos individuais determinados em laboratório, onde foi possível obter pesagens mais precisas.

Os dados desta amostragem serviram para estimar, para o meio natural, uma relação entre o peso e o comprimento dos juvenis de linguado que povoaram os três tanques.

No final da experiência foi ajustada para os linguados de cada tanque uma relação peso-comprimento aos dados da amostragem final, nos mesmos moldes do que foi feito ao início do povoamento.

Assumiu-se, que quer no meio natural quer em cultura, a relação entre o peso individual e o comprimento dos peixes (Bagenal e Tesh, 1978) se pode exprimir da forma seguinte:

$$P = aC^b \quad , \text{logaritmando, obtém-se}$$

$$\ln P = \ln a + b \ln C$$

em que P é o peso individual (em gramas), C o comprimento total (em cm), a é a constante ponderal e b a constante de morfismo.

O modelo foi ajustado aos logaritmos naturais dos pesos/comprimentos observados, de forma a obter a ordenada na origem e o declive da recta de regressão, ou seja, $\ln a$ e b .

As eventuais diferenças na engorda dos três lotes de linguados, traduzidas em diferenças estatísticas entre os declives das rectas de regressão resultantes dos ajustes dos pares de observações peso-comprimento (na sua forma logarítmica) das três amostragens finais, foram testadas através de um teste F para diferenças entre mais de dois declives, conforme descrito por Zar (1999). O nível de significância considerado foi de 0,05. Procedeu-se ainda a comparações múltiplas entre as três regressões lineares através do teste de Tukey (Zar, 1999), no caso de existirem diferenças.

O factor de condição pode avaliar a boa forma de indivíduos da mesma espécie, comparando o ganho em peso com o crescimento entre os peixes de um mesmo lote ou geração. Em cultura este factor é útil pois permite quantificar o estado nutritivo em que os peixes se encontram e assim aferir o maior sucesso ou insucesso de diferentes regimes de cultura (Millan, 1987).

O factor de condição foi calculado para os juvenis da pesca efectuada no estuário do Sado no início da experiência. A média aritmética dos factores de condição obtidos através dos pares de valores peso/ comprimento observados nesta pesca foi considerada representativa da população inicial introduzida nos três tanques. As distribuições dos factores de condição para os indivíduos amostrados nas pescas finais foram consideradas representativas do crescimento no final da experiência em cada tanque.

O factor de condição (K) expressa a relação individual do peso com o tamanho de um peixe segundo a expressão matemática (Lagler, 1956 e Rycker, 1971):

$$K = \frac{P \times 100}{L^3}$$

onde P e L , são o peso total e o comprimento total expressos em gramas e centímetros respectivamente.

Testou-se a igualdade das médias dos factores de condição dos três tanques no final da experiência, realizando uma análise de variância seguida de comparações múltiplas através do teste de Tukey (Zar, 1999), quando existiam diferenças.

4.2.3.2. Cálculo do peso médio individual

Utilizando as relações peso/comprimento para a população inicial e final (uma relação peso/comprimento inicial e três relações peso/comprimento finais), determinou-se o peso médio individual inicial e final para cada tanque.

O cálculo foi feito através da soma de produtos das frequências absolutas das classes de comprimento na população inicial e final pelos pesos estimados para essas mesmas classes no início e no fim da experiência.

4.2.3.3. Determinação da taxa de crescimento

A taxa de crescimento define-se como a relação entre a variação do comprimento (ou do peso) no intervalo de tempo em que a variação é considerada. Esta taxa é utilizada para estimar a velocidade média de variação do comprimento, ou do peso, durante um determinado intervalo de tempo.

Ricker (1979), Wootton (1990) e Moyle e Cech, (1996) apresentam duas das formulações mais usuais: a taxa de crescimento absoluto (TCA) e a taxa de crescimento específico (TCE). A primeira é dada por:

$$TCA = \frac{T_2 - T_1}{t_2 - t_1},$$

onde T_1 e T_2 são, respectivamente, o tamanho (comprimento ou peso) nos momentos t_1 e t_2 .

A taxa de crescimento específico (TCE) pode ser obtida por:

$$TCE = \frac{\ln(T_2) - \ln(T_1)}{t_2 - t_1} \times 100$$

onde T_1 , T_2 , t_1 e t_2 têm o mesmo significado descrito anteriormente para a taxa de crescimento absoluto.

Grande parte dos resultados sobre estudos de crescimento são expressos em termos de crescimento relativo (TCR) a um dado tamanho, que pode ser o tamanho inicial do peixe (Jobling, 1992):

$$TCR = \frac{T_2 - T_1}{T_1(t_2 - t_1)}$$

Para os três regimes de cultura foram calculadas as taxas de crescimento, em comprimento e em peso.

No entanto, as taxas de crescimento absoluta e específica são não só próprias da espécie e do meio de cultura em estudo, como principalmente do tamanho e idade dos peixes no início e no final do intervalo de tempo. Enquanto que a duração da experiência e as respectivas datas de início e fim são comparáveis para os tanques 6 e 7, já a experiência se alonga por mais nove meses para o tanque 5, não permitindo a comparação da taxa de crescimento deste tanque com a dos outros dois.

Para comparar o crescimento dos linguados dos tanques 6 e 7 foi usada a taxa de crescimento relativo porque o comprimento médio inicial nos dois tanques foi diferente. De forma a permitir realizar a análise variância às médias das taxas de crescimento dos dois tanques, foram efectuados os seguintes passos :

- As frequências de comprimentos da população inicial e da final, em cada tanque, foram relativizadas para um número fixo de 200 peixes (que foi o tamanho da amostragem final.).

- Assumiu-se então que os indivíduos da população inicial pertencentes à classe de comprimento de menor tamanho originariam os indivíduos que, no final da experiência, pertenciam à classe de comprimento inferior, ou seja, os linguados de menor tamanho introduzidos num tanque seriam os linguados mais pequenos encontrados na pesca final e assim por diante até ao comprimento máximo observado no início e no fim da experiência.

- Para cada par de comprimento correspondente ao início e ao fim da experiência foram calculadas as taxas de crescimento relativo.

A ANOVA foi realizada sob a hipótese nula de igualdade das taxas relativas. A utilização desta análise foi efectuada sem verificar os pressupostos (homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos comprimentos) dado que as duas amostras tinham o

mesmo número de observações e apresentavam uma dimensão razoável (Zar, 1999). O programa utilizado para estes cálculos foi STATISTICA versão 4.5.

4.2.3.4. Cálculo da biomassa

Utilizando as relações peso/comprimento para a população inicial e final (uma relação peso/comprimento inicial e três relações peso/comprimento finais), determinou-se a biomassa inicial e final para cada tanque. O cálculo foi feito através da soma de produtos das frequências absolutas das classes de comprimento na população inicial e final pelos pesos dessas mesmas classes ao início e fim da experiência.

Estimada a biomassa inicial e final, as correspondentes taxas de crescimento relativo e absoluto em cada tanque foram calculadas através de expressões idênticas às utilizadas anteriormente.

4.2.3.5. Cálculo da sobrevivência e da taxa instantânea de mortalidade natural

O maior ou menor sucesso de uma experiência de cultivo não pode apenas ser avaliada em função do crescimento em tamanho mais ou menos rápido dos juvenis introduzidos, que pode ser quantificado através da taxa de crescimento específico. Ou ainda da maior ou menor eficácia com que esse crescimento em comprimento se traduziu num crescimento em peso, normalmente avaliado pela combinação de resultados dados pela relação peso/comprimento, factor de condição e aumento do peso médio individual.

O resultado crucial em aquacultura será sempre a biomassa final dos tanques, quando os peixes atingem o respectivo tamanho comercial. O valor dessa biomassa, e da respectiva taxa média de crescimento, não está apenas dependente do bom desempenho do crescimento individual e da eficácia da dieta alimentar, mas igualmente do número de peixes que chegaram à pesca final e, portanto, da mortalidade que foi atingindo a população durante o intervalo de tempo em que cada experiência decorreu.

Se considerarmos que no tanque T à data t_1 em que se iniciou a experiência nesse tanque, o povoamento era constituído por um lote de N_{T,t_1} linguados dos quais sobreviveram à data t_2 apenas N_{T,t_2} , a sobrevivência S_T é simplesmente dada pela razão

$$S_T = \frac{N_{T,t_2}}{N_{T,t_1}}$$

Considerou-se que os linguados capturados durante cada experiência, para as amostragens intercalares de comprimentos, tiveram um efeito negligenciável na sobrevivência final. A sobrevivência, por si só, dá pouca indicação pois não entra em linha de conta com o intervalo de tempo decorrido, que foi diferente de experiência para experiência. Se pensarmos em termos de mortalidade natural em vez de sobrevivência, e aceitarmos por conveniência de cálculo que este é um processo contínuo ao longo do tempo, o cálculo da taxa instantânea de mortalidade é justificada neste caso.

Designando por M a taxa instantânea de mortalidade, a velocidade à qual o efectivo da população decresce pode exprimir-se da seguinte forma:

$$\frac{dN}{dt} = -MN$$

rearranjando:

$$\frac{dN}{N} = -Mdt$$

integrando:

$$\text{Ln}\left(\frac{N_{T,t_1}}{N_{T,t_2}}\right) = M(t_2 - t_1)$$

o que dá para o valor de M (Cadima, 2000):

$$M = \frac{\text{Ln}\left(\frac{N_{T,t_1}}{N_{T,t_2}}\right)}{t_2 - t_1}$$

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. AMOSTRAGEM DOS LOTES DE *Solea senegalensis*: ANÁLISE DAS DISTRIBUIÇÕES DE COMPRIMENTOS.

4.3.1.1. Povoamento em tanques

Nas tabelas 4.2 a 4.4 estão registados a composição por classes de comprimento de *S. senegalensis* dos lotes nos três tanques experimentais.

Tabela 4.2. Dados de composição por comprimentos dos lotes de *S. senegalensis* introduzidos no tanque 5.

Classes de comprimento (cm)	24.6.93				2.7.93				Total	Extrapolado para o total introduzido		
	24.6.93 a)	Extrap.	24.6.93 b)	Extrap.	Total	2-7-93 a)	Extrap.	2-7-93 b)			Extrap.	Total
3,5												
4,5								2	12	12	12	40
5,5								3	18	18	18	60
6,5								5	30	30	30	100
7,5						2	24	1	6	30	30	99
8,5						2	24	1	6	30	30	99
9,5						5	59	1	6	65	65	218
10,5						13	153	4	24	177	177	595
11,5						13	153	4	24	177	177	595
12,5						4	47	9	54	101	101	339
13,5			5	6	6	3	35	2	12	47	53	179
14,5	3	5	8	9	14	2	24	3	18	42	56	187
15,5	3	5	6	7	12						12	39
16,5	1	2	2	2	4			1	6	6	10	33
17,5	1	2	5	6	7						7	25
18,5	2	3			3						3	10
19,5	1	2	1	1	3			1	6	6	9	29
20,5			0					1	6	6	6	20
Totais	11	17	27	32	49	44	519	38	227	746	795	2670

Tabela 4.3. Dados de composição por comprimentos dos lotes de *S. senegalensis* introduzidos no tanque 6.

Classes de comprimento (cm)	17.6.93			22.6.93			24.6.93			2.7.93		Total								
	Extrap. (17-6-93 a)	Extrap. (17-6-93 b)	Total	Extrap. (22-6-93 a)	Extrap. (22-6-93 b)	Total	Extrap. (24-6-93 a)	Extrap. (24-6-93 b)	Extrap. (24-6-93 c)	Extrap. (2-7-93 a)	Total									
3,5			0	4	26	26					0	26								
4,5			0	0	0	0					0	0								
5,5	2	14	0	14	3	19					0	33								
6,5	7	48	0	48	8	51	1	7			19	125								
7,5	15	102	2	117	16	103	3	21	1	5	40	296								
8,5	22	150	5	177	15	97	1	7	3	14	72	381								
9,5	10	68	9	87	17	109	6	43	6	28	92	421								
10,5	2	14	2	18	6	39	3	21	7	33	78	244								
11,5	2	14	9	25	1	6	7	50	7	33	68	293								
12,5	1	7	15	22	1	6	6	43	4	13	45	256								
13,5			8	71		0	2	14		2	9	112								
14,5			6	53			3	21		0	0	86								
15,5			1	9				0		0	0	9								
23,5																				
Total	61	416	57	503	919	71	457	32	229	686	33	108	32	151	52	164	423	44	254	2282

Tabela 4.4. Dados de composição por comprimentos dos lotes de *S. senegalensis* introduzidos no tanque 7.

Classes de comprimento (cm)	13.7.93				15.7.93						19.7.93		Total	Extrap. para o total introduzido							
	Extrap. (13.7.93 a)	Extrap. (13.7.93 b)	Extrap. (13.7.93 c)	total	Extrap. (15.7.93 a)	Extrap. (15.7.93 b)	Extrap. (15.7.93 c)	Extrap. (15.7.93 d)	Extrap. (15.7.93 e)	total	Extrap. (19.7.93)	Total									
2,5					2	15							15	19							
3,5					10	73	11	44	2	9	3	18	144	151	194						
4,5	1	6	1	7	23	168	16	64	5	23	3	18	272	317	408						
5,5	5	31	12	47	10	73	11	44	11	50	2	12	179	278	358						
6,5	10	63	4	77			2	8	12	55	1	6	69	193	248						
7,5	15	94	2	111					10	46	2	12	63	133	171						
8,5	3	19	1	23					2	9	9	53	71	125	161						
9,5	1	6	5	11					2	9	14	83	113	160	206						
10,5	2	13	4	19			2	8	2	9	8	14	113	160	206						
11,5	1	6	5	12			1	4	1	5	8	47	64	101	130						
12,5	2	13	3	18			1	4			2	12	29	90	116						
13,5			3	6									2	21	27						
14,5			2	4									1	11	14						
15,5			1	2										2	3						
16,5																					
Total	40	250	37	44	93	380	45	328	44	175	45	206	44	260	30	51	1020	30	197	1597	2055

Nas figuras 4.1, 4.2 e 4.3 apresentam-se as distribuições de frequências absolutas de comprimentos de cada lote de *S. senegalensis* introduzido nos três tanques.

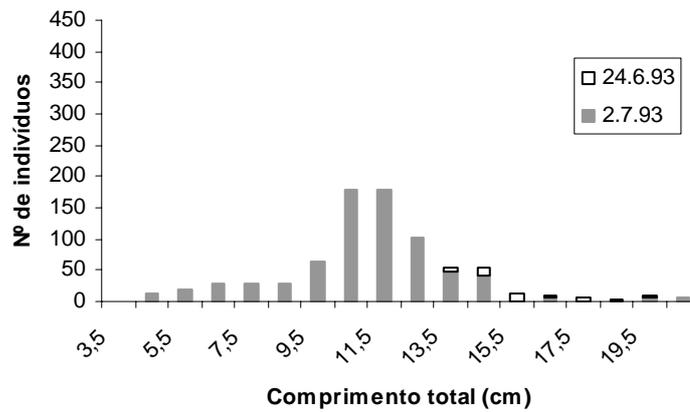


Figura 4.1. Distribuição de frequências de comprimentos de *S. senegalensis*, introduzidos no tanque 5.

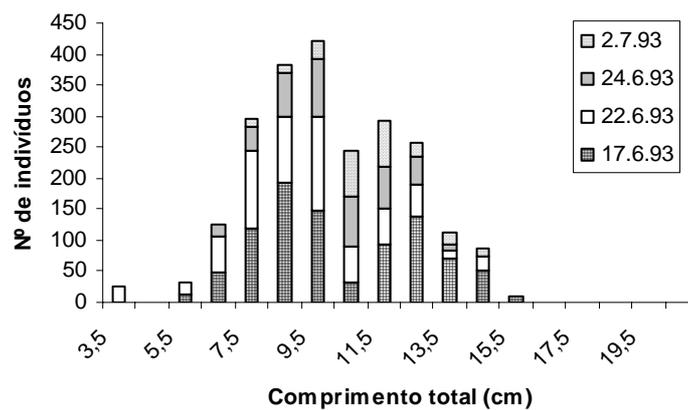


Figura 4.2. Distribuição das frequências de comprimentos de *S. senegalensis* introduzidos no tanque 6.

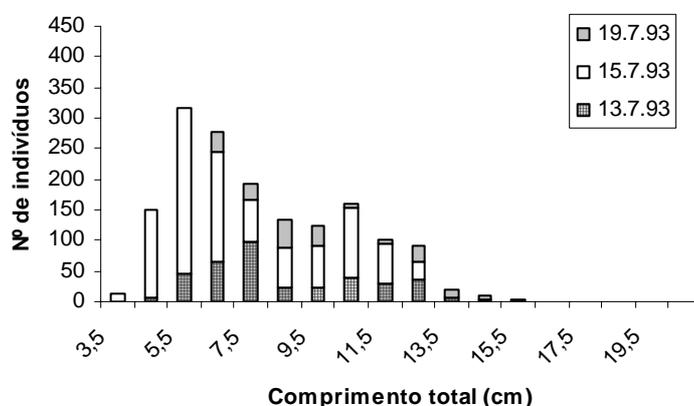


Figura 4.3. Distribuição das frequências de comprimentos de *S. senegalensis* introduzidos no tanque 7.

Durante 32 dias introduziram-se no tanque 5, linguados com comprimentos que se distribuíram entre 4,5 e 20,5 cm (figura 4.1), se bem que a maioria dos indivíduos (cerca de 80%) tivessem comprimentos compreendidos entre 9,5 e 14,5 cm.

O tanque 6 foi povoado durante 16 dias sendo o tamanho do linguado mais pequeno de 3,5 cm e do maior 15,5 cm de comprimento (figura 4.2). Verifica-se, no entanto, que 80% da população deste tanque se distribuiu entre 7,5 e 13,5 cm.

Os linguados foram introduzidos no tanque 7 durante 11 dias e os tamanhos estiveram compreendidos entre 3,5 e 15,5 cm (figura 4.3), sendo as classes de comprimento mais abundantes as de 4,5 a 10,5 cm (85%).

Para testar se os comprimentos médios de cada lote de *S. senegalensis* introduzidos nos três tanques eram iguais efectuou-se uma análise de variância. Os comprimentos observados em cada tanque desviam-se um pouco da distribuição normal (figura 4.4), e as variâncias não eram homogêneas (teste de Bartlett, resultado $p=0,000$) tabela 4.5, no entanto, considerou-se a dimensão das amostras suficientemente elevada para poder ser utilizada a ANOVA.

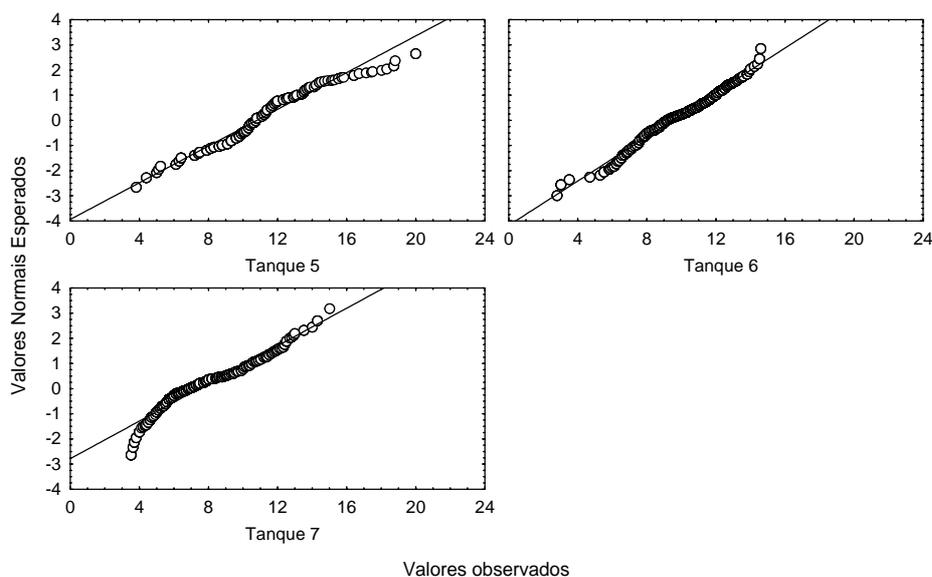


Figura 4.4. Gráfico dos valores esperados, assumindo uma distribuição normal, contra os valores observados nos três tanques.

Tabela 4.5. Resultados do teste de Bartlett

Teste de Homogeneidade de Variâncias		
Bartlett		
Qui-quadr.	g.l.	<i>p</i>
53,60	2	0,000

A ANOVA permitiu rejeitar a hipótese dos comprimentos médios dos povoamentos introduzidos nos três tanques serem iguais ($F_{2,4680} = 586,65; p = 0,000$), e o teste de Tukey (tabela 4.6) indicou existirem diferenças entre os comprimentos médios dos três tanques.

Tabela 4.6. Resultados do teste de Tukey efectuados aos dados dos comprimentos médios de *S.senegalensis*

	Teste de Tukey		
	Tq 7 7,45 cm	Tq 6 9,48 cm	Tq 5 10,8 cm
Tanque 7			
Tanque 6	0,00002		
Tanque 5	0,00002	0,00002	

4.3.1.2. Amostragens intercalares e amostragem final

A distribuição das frequências absolutas de comprimentos dos linguados provenientes das amostras retiradas de cada tanque durante o crescimento apresenta-se nas tabelas 4.7 a 4.9.

Tabela 4.7. Distribuição de frequências absolutas de *S. senegalensis* no tanque 5, durante o ensaio.

Classes de comprimento (cm)	Início 22.7.93	Amostragem intercalar				final 31.1.95
		15.9.93	15.10.93	13.12.93	28.3.94	
2,5						
3,5						
4,5	12					
5,5	18					
6,5	30					
7,5	30					
8,5	30					
9,5	65					
10,5	177					
11,5	177	1				
12,5	101	2				
13,5	53	2				
14,5	56	1		1	1	
15,5	12	1				
16,5	10	2				
17,5	7	1		1	2	
18,5	3	3	2		4	
19,5	9	1		5	1	
20,5	6	3	2	2	1	
21,5		2	2	3		
22,5		3	4	3		
23,5		2	3	3	1	6
24,5		2	1	1		17
25,5						47
26,5						66
27,5		1				46
28,5				1		22
29,5		1	1			11
30,5						8
31,5						1
32,5						
33,5						3
Total	795	28	15	20	10	227

Tabela 4.8. Distribuição de frequências absolutas de *S. senegalensis* no tanque 6, durante o ensaio.

Classes de comprimento (cm)	Início 24.6.93	Amostragem intercalar				final 28.4.94
		15.9.93	15.10.93	13.12.93	28.3.94	
2,5						
3,5	26					
4,5						
5,5	33					
6,5	125					
7,5	296					
8,5	381					
9,5	421					
10,5	244					
11,5	293				1	
12,5	256				1	
13,5	112					
14,5	86				2	
15,5	9		1			1
16,5		2	0	2	1	4
17,5		7	0	3	4	10
18,5		7	2	3	13	24
19,5		8	1	7	8	33
20,5		6	3	4	4	49
21,5		8	2	1	1	31
22,5		4	1		3	20
23,5		6	2			7
24,5			1			4
25,5		1	1			5
26,5						1
27,5		2				
28,5			1			
29,5						
30,5						
31,5						
32,5						
33,5						
Total	2282	51	15	20	38	189

Tabela 4.9. Distribuição de frequências absolutas de *S. senegalensis* no tanque 7, durante o ensaio.

Classes de comprimento (cm)	Início 15.7.93	Amostragem intercalar				final 28.4.94
		15.9.93	15.10.93	13.12.93	28.3.94	
2,5						
3,5	15					
4,5	151					
5,5	317					
6,5	278					
7,5	193			1		
8,5	133					1
9,5	125				4	1
10,5	160	1			1	4
11,5	101	2		2	6	15
12,5	90	5		1	7	12
13,5	21	5	1	2	12	18
14,5	11	4	1	2	6	25
15,5	2	1			6	25
16,5		3			4	18
17,5		6	5		2	17
18,5		5	4	1	1	16
19,5		2			3	15
20,5		4	1			12
21,5		3			1	9
22,5		1	1	1	1	7
23,5		3	2			7
24,5				1		2
25,5						5
26,5						1
27,5						
28,5						
29,5						
30,5						
31,5						
32,5						
33,5						
Total	1597	45	15	11	54	210

As tabelas 4.10, 4.11 e 4.12 apresentam as estatísticas dessas distribuições de comprimentos, relacionadas com o maior ou menor afastamento \bar{X} da normalidade (média, mediana e moda) assim como com a dispersão das n observações de cada amostra (desvio padrão (DP) e coeficiente de variação ($CV = s \times 100 / \bar{X}$)):

Tabela 4.10. Estatísticas da distribuição dos comprimentos (média, mediana e moda), DP (desvio padrão) e CV (coeficiente de variação) relativos à amostragem dos comprimentos de *S. senegalensis* no tanque 5.

	20-jul-93	15-set-93	15-out-93	13-dez-93	28-mar-94	31-jan-95
Média (cm)	11,26	18,97	19,81	20,925	18,39	26,49
DP	2,66	4,75	2,27	0,51	2,32	1,70
CV	24,65	36,46	11,48	2,45	12,64	6,44
Mediana	10,70	19,20	21,90	20,93	18,39	26,40
Moda	10,30	17,60	22,50	19,00	18,50	26,50
n	795	28	15	20	10	227

Tabela 4.11. Estatísticas da distribuição dos comprimentos (média, mediana e moda) e DP (desvio padrão) e CV (coeficiente de variação) relativos à amostragem dos comprimentos de *S. senegalensis* no tanque 6.

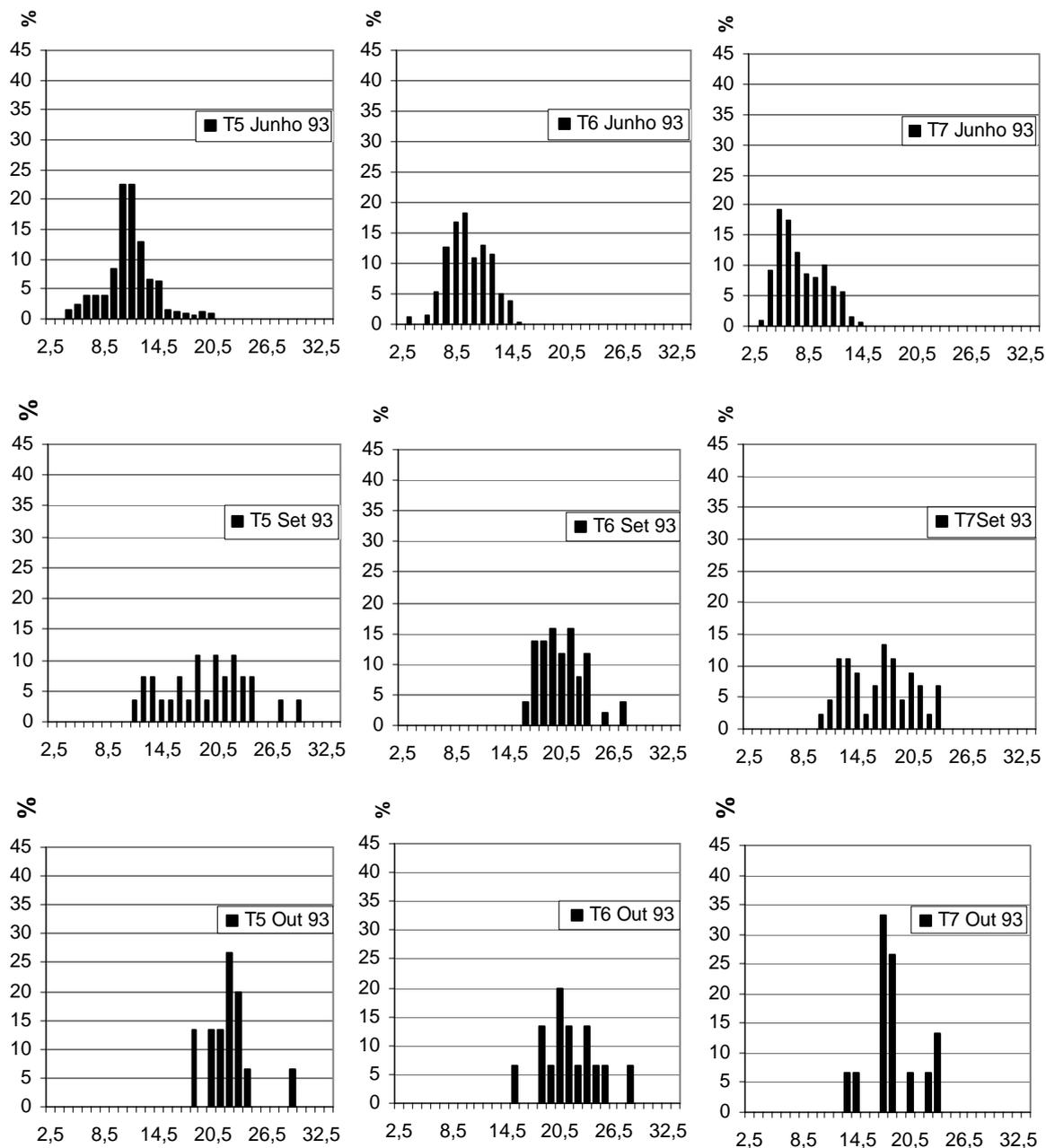
	24-jun-93	15-set-93	15-out-93	13-dez-93	28-mar-94	28-abr-94
Média (cm)	9,45	20,19	21,36	18,82	18,29	20,12
DP	2,24	2,43	3,24	1,36	2,30	2,01
CV	23,7	12,05	15,17	7,21	12,56	9,99
Mediana	9,10	20,00	21,00	19,20	18,50	20,00
Moda	8,00	17,50	20,00	19,50	18,00	20,00
n	2282	51	15	20	38	192

Tabela 4.12. Estatísticas da distribuição dos comprimentos (média, mediana e moda) e DP (desvio padrão) e CV (coeficiente de variação) relativos à amostragem dos comprimentos de *S. senegalensis* no tanque 7.

	15-jul-93	15-set-93	15-out-93	12-dez-93	28-mar-94	28-abr-94
Média (cm)	7,80	16,58	18,24	14,54	13,96	16,35
D.P.	2,59	3,66	2,78	4,95	2,88	3,73
CV	34,70	22,09	15,22	34,04	20,66	22,81
Moda	5,00	13,50	17,00	11,5; 13,5; 15,5	13,00	14,00
Mediana	6,80	16,80	17,80	13,20	13,50	15,90
n	1597	45	15	11	54	210

As distribuições das frequências relativas de comprimentos, das amostragens intercalares nos três tanques, estão apresentadas de acordo com a sequência cronológica das amostras, na Figura 4.5.

4. ENGORDA DE JUVENIS DE *S. senegalensis* EM TANQUES DE TERRA



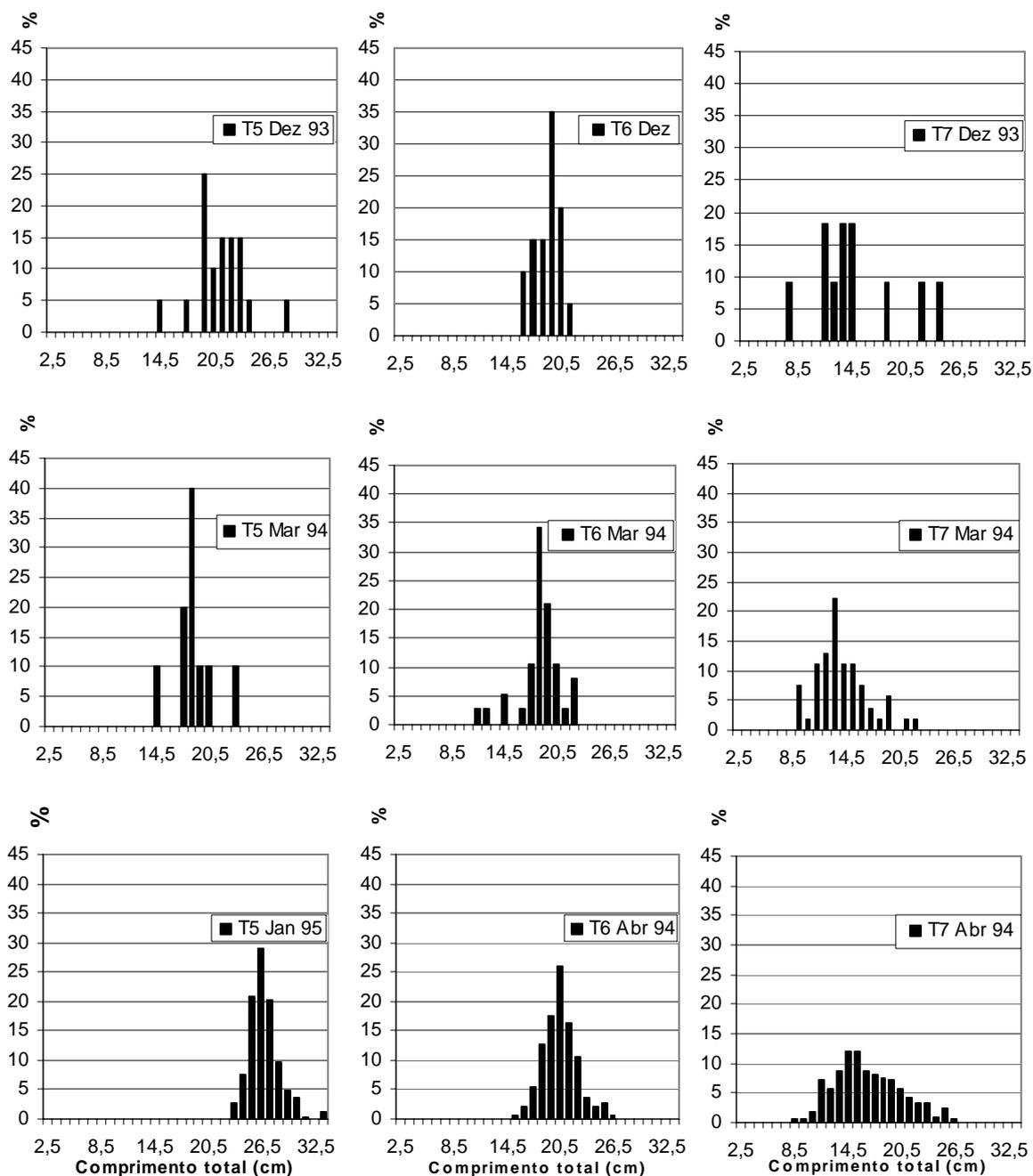


Figura 4.5. Distribuições de frequências relativas de comprimentos de *S. senegalensis* nas amostragens realizadas nos três tanques durante o crescimento.

A aparente anomalia de alguns destes resultados, traduzidos tanto na evolução dos comprimentos médios (tabelas 4.10, 4.11 e 4.12) como na sequência cronológica das distribuições das frequências de comprimentos representadas na figura 4.5, não só evidencia as limitações inerentes à amostragem de peixes planos quando em cultura em

tanques de terra, como poderá também ser o reflexo da resposta dada pelas populações em cultura a alterações ambientais entretanto verificadas.

O parâmetro ambiental que se considera ter maior efeito no crescimento dos peixes é a temperatura (Brett, 1979). Os valores das temperaturas da água dos três tanques registadas de Setembro de 1993 até meados de Abril de 1994 foram inferiores a 18°C e de Novembro até ao princípio de Março as temperaturas nunca foram superiores a 15°C (figura 3.3). Diminuições acentuadas da temperatura da água podem baixar a actividade metabólica dos peixes para níveis mínimos e, na fase inicial do crescimento de um dado lote de peixes da mesma espécie, aproximar o crescimento de zero.

Provavelmente à medida que o Outono avançou o acentuado arrefecimento da água junto ao fundo dos tanques levou os linguados a enterrarem-se num sedimento de vasa muito compacta. A maior mobilidade dos linguados mais crescidos originou uma progressiva estratificação por tamanhos no fundo de cada tanque. Durante este período, em que o metabolismo dos linguados deverá ter sido mínimo, os peixes maiores ficaram mais enterrados na vasa e portanto menos acessíveis às pescas por arrasto de vara. A dureza do sedimento no fundo dos tanques não só terá diminuído as capturas em número (ou seja o tamanho das amostras intercalares) como diminuiu a capturabilidade dos linguados com o comprimento (maior comprimento → menor capturabilidade), deslocando as respectivas distribuições nas pescas para os tamanhos mais pequenos. A conjugação destes factores para a maioria das amostras intercalares (reduzido número de observações e enviesamento das distribuições de comprimentos) fez com que as mesmas não fossem consideradas representativas da evolução da distribuição dos comprimentos dos linguados ao longo do intervalo de tempo em que durou a experiência em cada tanque.

No entanto, os resultados da amostragem nos três tanques revelam pontos comuns que podem ajudar a caracterizar esta fase de cultura de linguados, independentemente das diferentes estratégias de cultura, do tamanho das amostras e dos diferentes intervalos de tempo para cada experiência:

1. Os linguados cresceram rapidamente até ao mês de Setembro seguinte à sua introdução nos tanques.

2. Entre Setembro e Abril do ano seguinte os linguados não aumentaram de tamanho, ou seja entre o início do Outono e o início da Primavera seguinte o processo de crescimento parou. Atendendo à variabilidade própria de amostras com grandes oscilações

no número de observações, os comprimentos médios nos três lotes de linguados em Abril são comparáveis aos comprimentos médios que os linguados já tinham em Setembro do ano anterior.

3. Nas amostras retiradas durante o período de Inverno os peixes eram mais pequenos, quer no comprimento médio, quer no intervalo de comprimentos amostrados. Estas anomalias poderão estar relacionadas com a conjugação dos factores ambientais e de comportamento desta espécie anteriormente mencionados.

É legítimo admitir que uma das causas possíveis para a paragem do crescimento dos juvenis de linguado nos três tanques da experiência tenham sido as temperaturas relativamente baixas registadas na água dos tanques entre Outubro de 1993 e Março de 1994 (figura 3.3).

Os estudos relativos às exigências ambientais de *S. senegalensis* são praticamente inexistentes, havendo apenas alguns estudos relativos a *Solea solea*. Esta é uma espécie com preferência por águas mais frias, em que os limites letais conhecidos são inferiores a 3 e superiores a 31°C, mas temperaturas inferiores a 10°C são prejudiciais ao seu crescimento (Person-Le Ruyet, 1989).

Na figura 4.6 compara-se, para cada tanque, a distribuição de comprimentos do povoamento com os da pesca final correspondente. As distribuições de comprimentos no início e fim de cada experiência apresentam configurações semelhantes, nas diferentes localizações.

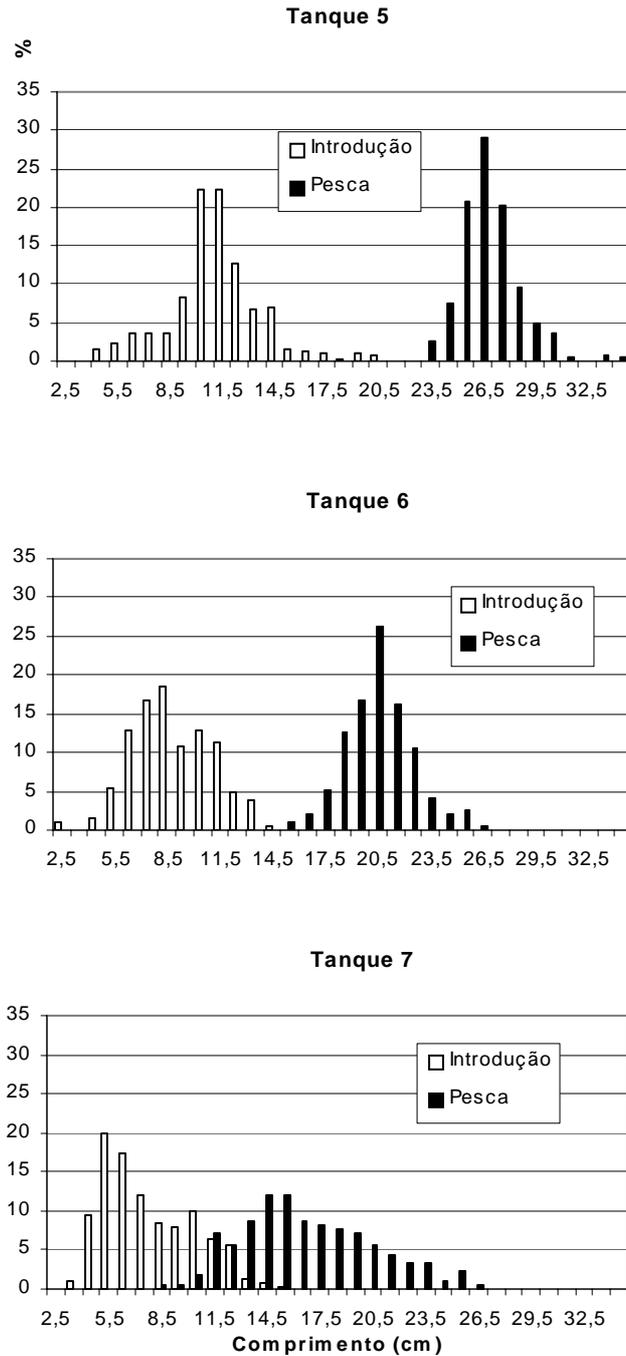


Figura 4.6. Distribuição de frequências relativas de comprimentos na introdução e na pesca final nos três tanques.

No tanque 5, a maioria dos linguados no final da experiência (87%) distribuíram-se entre 24,5 cm e 28,5 cm de comprimento, enquanto no tanque 6 a maioria dos sobreviventes (82%) tinha entre 18,5 cm e 22,5 cm e no tanque 7 a maioria dos sobreviventes (77%) distribui-se entre os 11,5 cm e 19,5 cm (figura 4.6).

4.3.2. CÁLCULO DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO

4.3.2.1. Relação peso/comprimento e factor de condição

4.3.2.1.1. Juvenis do estuário do Sado ao início do ensaio

Na tabela 4.13 apresentam-se os resultados da análise de regressão efectuada entre os pesos e os comprimentos na sua forma logarítmica. Sendo uma relação para os juvenis de linguados selvagens do estuário do Sado, representativa da fase inicial do crescimento em que o dimorfismo sexual ainda não é evidente, os pares de observações peso/comprimento foram tratados em conjunto para machos e fêmeas.

Tabela 4.13. Resultados da análise da regressão entre os pesos e os comprimentos dos juvenis de *S. senegalensis* capturados no estuário do Sado

Análise de regressão: $\text{Log}(P_t) = \text{Log}(a) + b \cdot \text{log}(C_t)$			
$R^2 = 0,98; F = 21162,5; P = 0,000$			
	Coeficiente	t	P
log (a)	-2,210	-111,77	0,00
b	3,122	145,47	0,00

Na sua forma exponencial a relação peso/comprimento é expressa por:

$$P_t = 0,0061C_t^{3,122}$$

sendo representada graficamente na figura 4.7.

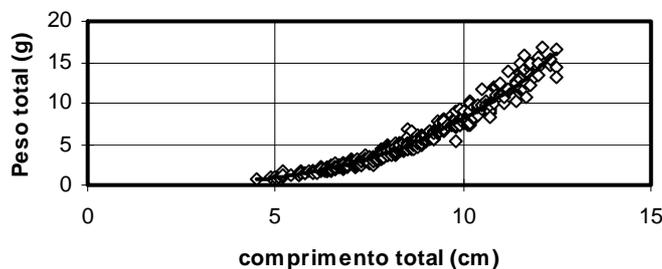


Figura 4.7. Relação peso/comprimento dos juvenis selvagens de *S. senegalensis* do estuário do Sado.

Na tabela 4.14 apresentam-se os resultados encontrados por outros autores para a relação peso/comprimento de *S. senegalensis*. Os valores de *a* e *b* determinados no presente estudo enquadram-se dentro dos valores referidos pela generalidade dos outros autores, aproximando-se dos valores indicados por Cabral (1998b) para o estuário do Tejo.

Tabela 4.14. Parâmetros da relação peso/comprimento para *S. senegalensis* segundo vários autores (M – machos; F – fêmeas).

Autores	Área geográfica	Parâmetros	
		a	b
Dinis (1986)	Estuário do Tejo	F : 0,0084 M: 0,0098	F: 3,028 M: 2,38
H. Cabral (1998b) ¹	Estuário do Tejo	0,009	3,012
Ramos <i>et al.</i> (1989) ¹	Estuário do Sado	0,02	2,84
Presente trabalho ¹	Estuário do Sado	0,0061	3,122
Bernardo (1990) ¹	Lagoa Sto. André	0,0108	2,941
Andrade (1990)	Ria Formosa	F: 0,0146 M: 0,0160	F : 2,909 M: 2,871
Garcia <i>et al.</i> (1991)	Sul de Espanha	F: 0,005 M: 0,008	F: 3,18 M: 3,04

¹ valores determinados conjuntamente para machos e fêmeas

4.3.2.1.2. *S. senegalensis* do final do ensaio

Os principais resultados da análise de regressão efectuada entre os pesos e os comprimentos dos linguados pescados nos três tanques no final da experiência apresentam-se na tabela 4.15 e são representados graficamente, juntamente com os respectivos valores observados, nas figuras 4.8, 4.9 e 4.10.

Tabela 4.15. Resultados da análise da regressão entre os pesos e os comprimentos dos sobreviventes de *S. senegalensis* pescados nos tanques 5, 6 e 7.

Análise de regressão: $\text{Log}(P_t) = \text{Log}(a) + b \cdot \text{log}(C_t)$				
$R^2 = 0,86$; $F = 1309,4$, $P = 0,000$				
Tanque 5		Coeficiente	t	P
	Log (a)	-1,39	-14,03	0,00
	b	2,53	36,18	0,00
$R^2 = 0,90$; $F = 1639,0$, $P = 0,000$				
Tanque 6		Coeficiente	t	P
	Log (a)	-1,78	-20,12	0,00
	b	2,76	40,48	0,00
$R^2 = 0,93$; $F = 2893,4$, $P = 0,000$				
Tanque 7		Coeficiente	t	P
	Log (a)	-1,87	-29,37	0,00
	b	2,83	53,79	0,00

Estas relações peso/comprimento apresentam-se na sua forma exponencial por:

$$\text{Tanque 5 : } P_t = 0,0379C_t^{2,549}$$

$$\text{Tanque 6 : } P_t = 0,0164C_t^{2,757}$$

$$\text{Tanque 7 : } P_t = 0,0137C_t^{2,832}$$

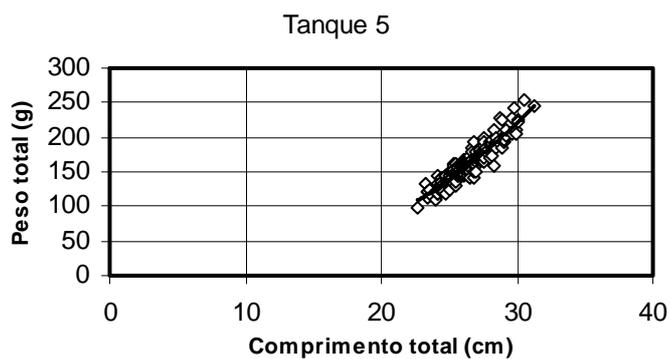


Figura 4.8. Relação peso/comprimento de *S. senegalensis*, no final da experiência, no tanque 5

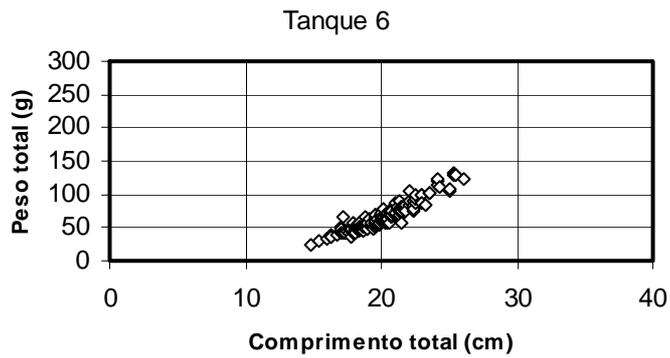


Figura 4.9. Relação peso/comprimento *S. senegalensis*, no final da experiência, no tanque 6.

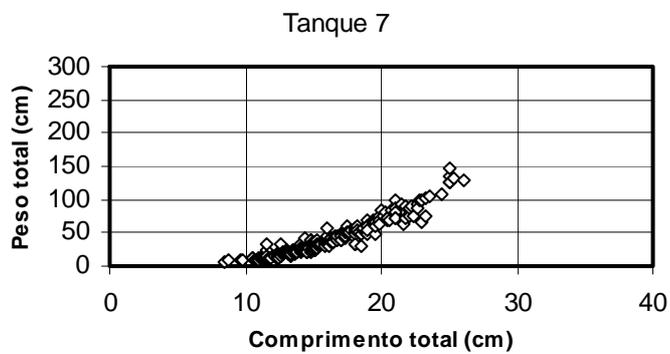


Figura 4.10. Relação peso/comprimento de *S. senegalensis*, no final da experiência, no tanque 7

O teste F para diferenças entre mais de dois declives (Zar, 1999) aplicado às três relações \log peso/ \log comprimento rejeita a hipótese dos declives das três rectas de regressão serem iguais ($F_{2,616} = 1135,1; p < 0,00$). As comparações múltiplas dos declives feitas através do teste de Tukey (Tabela 4.16) indicam que todas as relações peso/comprimento são diferentes entre si.

Tabela 4.15. Resultados do teste de comparações múltiplas *a posteriori* efectuada aos dados da regressão dos *log* peso vs *log* comprimento de *S. senegalensis* pescados nos tanques 5, 6, e 7 (* - resultados significativos, *i.e.* $P < 0,05$; *q* – estatística do teste)

Comparações múltiplas - Teste de Tukey		
Tanques	Erro-padrão	q ($q_{0,05; 617, 3} = 4,6$)
5 vs 6	0,053	52,37*
5 vs 7	0,058	56,19*
6 vs 7	0,066	7,50

O significado biológico dos resultados encontrados nas relações peso comprimento tem que ser cauteloso, dada a diferença da amplitude dos intervalos de comprimento onde se situa cada conjunto de observações (principalmente no caso do tanque 5). Ou seja, cada conjunto de pontos observados ajusta-se a um diferente segmento da curva teórica, dando uma imagem parcelar da relação peso/comprimento.

Na figura 4.11 estão representadas as curvas obtidas para as relações comprimento/ peso dos três tanques, tendo-se utilizado o intervalo de comprimentos que é comum a todos. Os linguados do tanque 5 foram os que aumentaram mais o seu peso para um crescimento em comprimento. As diferenças encontradas entre o tanque 6 e o 7 podem ser devidas ao facto de se ter fornecido alimento suplementar, no tanque 7.

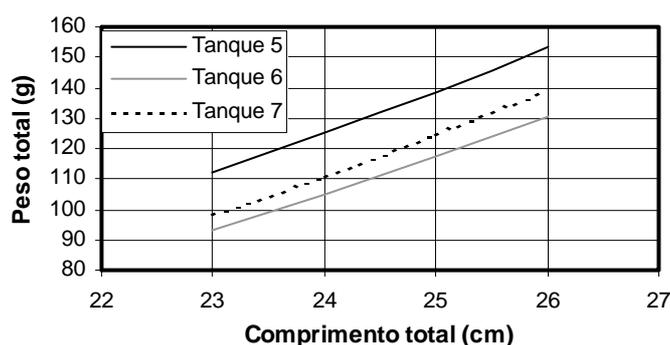


Figura 4.11. Relação peso/comprimento de *S. senegalensis* dos três tanques efectuada com os intervalos de comprimentos comuns aos três tanques.

Na tabela 4.17 os resultados obtidos são comparados com as relações peso/comprimento indicados por outros autores em condições de cultura semelhantes às deste trabalho.

Tabela 4.17. Estimativas dos parâmetros da relação comprimento/peso para *S. senegalensis* em condições de cultura semelhantes, segundo vários autores. (L – número de linguados).

Autores	Area geográfica	Condições de cultura	Parâmetros		Peso (g) com 15 cm
			a	b	
Rodriguez et al. (1995)	Sul de Espanha	dieta específica (3,2L/m ²)	0,008	2,939	22
Rodriguez et al. (1995)	Sul de Espanha	fertilização orgânica (3,7 L/m ²)	0,002	3,584	30
Rodriguez et al. (1995)	Sul de Espanha	cultura extensiva (3,5 L/m)	0,003	3,323	28
Castelo Branco <i>et al</i> (1997)	Estuário do Sado	dieta específica e policultura (1,3 L/m ²)	0,020	2,739	34
Castelo Branco <i>et al</i> (1997)	Estuário do Sado	fertilização orgânica (1,3 L/m ²)	0,013	2,883	32
Castelo Branco <i>et al</i> (1997)	Estuário do Sado	cultura extensiva (1,3L/m ²)	0,006	3,150	29
Presente trabalho	Estuário do Sado	dieta específica e policultura (0,4 L/m²)	0,038	2,549	38
Presente trabalho	Estuário do Sado	cultura extensiva (0,4L/m²)	0,016	2,757	29
Presente trabalho	Estuário do Sado	dieta específica (0,4L/m²)	0,014	2,832	30
Ramos (1989)	Estuário do Sado	cultura extensiva (0,2 L/m ²)	0,010	3,020	36

Com o intuito de ser possível a comparação dos parâmetros das relações peso/comprimento obtidos pelos vários autores, foi calculado o peso dos linguados com 15 cm de comprimento, para cada ensaio referido. Optou-se por este tamanho tendo em conta os limites de comprimentos utilizados em cada caso. Estes resultados sugerem que os linguados cultivados em associação com os robalos atingiram um peso mais elevado (presente trabalho e Castelo Branco *et al.*, 1997) juntamente com os linguados que foram cultivados em regime extensivo (Ramos *et al.*, 1989). Neste ultimo caso a baixa carga com que foram cultivados pode justificar este valor elevado pois nos outros dois ensaios efectuados em regime extensivo os valores do peso para 15 cm foram mais baixos.

4.3.2.1.3. Factor de condição

As estatísticas dos factores de condição encontrados na amostra dos juvenis pescados no estuário do Sado, representando os peixes no início do ensaio, e as estatísticas para os factores de condição encontrados nos três tanques no final do ensaio estão apresentadas na tabela 4.18.

Tabela 4.18. Estatística dos factores de condição para *S. senegalensis* do meio natural e para *S. senegalensis* nos três tanques.

	Factor de condição			
	Meio natural	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Média	0,79 ^a	0,87 ^b	0,79 ^a	0,86 ^b
Desvio padrão	0,07	0,05	0,07	0,12
CV	9	6	9	14
Mediana	0,79	0,87	0,79	0,85
Moda	0,77	0,86	0,76	1,02
Nº de observações	482	223	188	204

As médias com sobrescritos diferentes indicam que são diferentes ($P < 0,05$).

Apesar das médias dos factores de condição serem comparáveis, a ANOVA rejeitou a hipótese destes valores serem iguais ($F_{3, 1092} = 70,33$; $p < 0,00$). Procedeu-se de seguida a comparações múltiplas, através do teste de Tukey (tabela 4.19).

Tabela 4.19. Resultados do teste de Tukey efectuados aos dados dos factores de condição médios para a amostra de *S. senegalensis* capturada no estuário do Sado e para as amostras dos tanques 5, 6 e 7, no final de cada período de cultura.

	Teste de Tukey para n diferentes			
	M. ambiente	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
	0,79	0,87	0,79	0,86
Meio ambiente		0,000	0,995	0,000
Tanque 5	0,000		0,000	0,760
Tanque 6	0,995	0,000		0,000
Tanque 7	0,000	0,760	0,000	

Pode-se considerar que a média do factor de condição de *S. senegalensis* cultivado no tanque 6 é igual ao do meio ambiente ($p=0,995$) (4.17). O Teste de Tukey indica também que se podem considerar iguais os factores de condição dos linguados cultivados nos tanques 5 e 7. No entanto, o coeficiente de variação (CV) para os factores de condição observados no tanque 7 foi superior ao registado no tanque 5, o que sugere que a engorda dos linguados cultivados com alimento artificial conjuntamente com robalos foi mais consistente e menos variável do que a engorda dos linguados alimentados artificialmente mas em regime de monocultura.

As diferenças observadas nas três populações podem ter sido provocadas pela diferença na quantidade e qualidade do alimento disponível. Concretamente estes

resultados sugerem que o alimento artificial distribuído teve um efeito positivo no factor de condição: ou porque a dieta artificial foi ingerida pelos linguados, ou porque esta estimulou o desenvolvimento das presas disponíveis, ou pela ocorrência simultânea destes dois processos.

Na tabela 4.20 estão registados os valores para os factores de condição obtidos por vários autores em condições de cultura semelhantes às verificadas no presente trabalho. Estes valores são da mesma ordem de grandeza, apesar dos valores obtidos por Rodriguez *et al.*, 1995 serem um pouco inferiores.

Tabela 4.20. Factores de condição de *S. senegalensis* em diferentes regimes de cultura segundo vários autores.

Autores	Regime de exploração	Fator de condição
Rodriguez <i>et al.</i> (1995)	Regime extensivo	0,77
	Regime semi-intensivo (com fertilização orgânica)	0,79
	Regime semi-intensivo (com dieta específica)	0,77
Castelo Branco <i>et al.</i> (1997)	Regime semi-intensivo (em policultura e dieta específica)	0,92
	Regime semi-intensivo (com fertilização química e dieta específica)	0,93
	Regime semi-intensivo (dieta específica)	0,86
Presente trabalho	Regime semi-intensivo (em policultura) -tanque 5	0,87
	Regime extensivo - tanque 6	0,79
	Regime semi-intensivo (dieta específica)- tanque 7	0,86

4.3.3.2.2. Peso médio individual

O peso médio calculado para cada tanque e as estatísticas da distribuição dos pesos individuais no início e no fim de cada experiência estão apresentados na tabela 4.21.

Tabela 4.21. Pesos médios individuais no início e fim da cultura e respectivas estatísticas da distribuição.

	Peso inicial			Peso final		
	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Média (g)	12,48	8,10	4,53	160,60	66,47	43,11
D.P.	10,45	5,68	4,80	25,70	19,89	28,31
CV (%)	84	70	106	16	30	66
Mediana	9,98	6,06	2,42	157,00	63,00	36,00
Moda	8,86	4,05	0,93	150,00	58,00	21,00
n	796	2282	1597	224	192	210

Os valores de peso médio individual dos linguados introduzidos em cada tanque são muito diferentes entre si como era previsível a partir da análise dos dados de comprimento.

4.3.3.2.3. Taxa de crescimento

Os resultados referentes à determinação da taxa de crescimento dos linguados para os três tanques são apresentados na tabela 4.22.

Tabelas 4.22. Taxas de crescimento absoluto, relativo e específico, em peso e em comprimento, de *S. senegalensis* dos tanques 5, 6 e 7.

Comprimento (cm)	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Taxa de crescimento absoluto	0,030	0,035	0,031
Taxa de crescimento relativo	0,0027	0,0037	0,0042
Taxa de crescimento específico	0,170	0,245	0,277
Peso (g)			
Taxa de crescimento absoluto	0,282	0,189	0,135
Taxa de crescimento relativo	0,0226	0,0233	0,0298
Taxa de crescimento específico	0,486	0,681	0,788

As taxas de crescimento (relativo e específico), tanto em comprimento como em peso, foram mais elevadas nos linguados do tanque 7 do que no tanque 6. As taxas registadas para o tanque 5 são menores devido à maior duração do ensaio e portanto correspondem a peixes de maiores dimensões.

Como a taxa de crescimento diminui quando o tamanho (idade) dos indivíduos aumenta, as diferenças entre os tamanhos com que os linguados foram introduzidos em cada tanque condicionaram estes resultados. O peso médio individual inicial dos linguados no tanque 5 era quase três vezes superior ao dos linguados do tanque 7 e 1,5 vezes superior ao dos linguados do tanque 6.

A maior duração da experiência no tanque 5 impede a sua inclusão na análise estatística de comparação entre as taxas de crescimento obtidas nos outros tanques. Assim sendo, a análise que se segue foi feita apenas entre as médias das taxas de crescimento relativo nos tanques 6 e 7.

Os resultados registados para as médias das taxas de crescimento relativo, em comprimento, para os tanques 6 e 7 e as estatísticas da distribuição dos comprimentos estimadas são apresentados na Tabela 4.23.

Tabela 4.23. Média da taxa de crescimento relativo e estatísticas da distribuição (DP – desvio padrão e CV – coeficiente de variação) para os tanques 6 e 7.

	Taxa de Crescimento Relativo	
	Tanque 6	Tanque 7
Média	0,0037	0,0043
DP	0,001	0,001
CV	33	19
Mediana	0,0037	0,0043
Moda	0,0037	0,005
n	200	200

Os resultados da ANOVA indicaram que as médias das taxas de crescimento relativo dos linguados do tanque 7 se podem considerar maiores do que a média das taxas dos linguados do tanque 6 ($F_{1,398} = 31,43$; $p < 0,0000$).

Na tabela 4.24 estão registados os valores das taxas de crescimento em peso, estimados a partir dos dados obtidos por diferentes autores para a espécie *S. senegalensis* cultivada em tanques de terra.

Os valores mais elevados correspondem, de uma forma geral, aos ensaios efectuados com juvenis de maternidade, os quais foram introduzidos nos tanques quando tinham muito menores dimensões. Verifica-se também que os indivíduos que estiveram mais tempo em cultura e, portanto tendo atingido maiores dimensões, registam menores valores das taxas de crescimento.

Tabela 4.24. Taxas de crescimento específicos obtidos por diversos autores.

Autores	Características de introdução	Duração do crescimento	Taxa de crescimento específico
Rodriguez <i>et al.</i> 1995	Pós-larvas de maternidade (0,2 g)	5 meses	2,9
Rodriguez <i>et al.</i> 1995	Pós-larvas de maternidade (0,2 g)	5 meses	2,8
Rodriguez <i>et al.</i> 1995	Pós-larvas de maternidade (0,2 g)	5 meses	2,5
Castelo Branco <i>et al.</i> 1997	Pós-larvas de maternidade (0,2 g)	9 meses	2,1
Castelo Branco <i>et al.</i> 1997	Pós-larvas de maternidade (0,2 g)	11 meses	1,5
Ramos <i>et al.</i> 1989	Juvenis do meio ambiente com (23 g)	9 meses	1,1
Castelo Branco <i>et al.</i> 1997	Juvenis do meio ambiente com (10 g)	10 meses	0,6
Presente estudo T5	Juvenis do meio ambiente com (11 g)	17 meses	0,5
Presente estudo T6	Juvenis do meio ambiente com (9 g)	10 meses	0,7
Presente estudo T7	Juvenis do meio ambiente com (7 g)	9 meses	0,8

4.3.3.2.4. Biomassa

Os resultados relativamente aos valores da biomassa total e aos das taxas de crescimento em biomassa em cada tanque são apresentados na tabela 4.25.

Tabela 4.25. Valores da biomassa inicial e final e respectivas taxas de crescimento

	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Biomassa inicial (Kg)	37,3	21,1	10,6
Biomassa final (Kg)	218,5	72,0	53,1
Taxa de crescimento absoluta (Kg/dia)	0,34	0,16	0,15
Taxa de crescimento relativa	0,009	0,008	0,014
Duração (dias)	526	309	286

Ao contrário do crescimento individual em peso, já os resultados relacionados com a produção de biomassa reflectem principalmente a diferença entre as taxas de crescimento nos tanques 6 e 7. A taxa de crescimento relativo do tanque 7 é superior à do tanque 6. Apesar do maior tamanho dos peixes do tanque 5, a taxa da biomassa relativa destes é superior à do tanque 6, reflectindo as melhores condições em que estes peixes cresceram.

4.3.3.2.5. Sobrevivência e mortalidade

Os resultados relacionados com a sobrevivência e a taxa instantânea de mortalidade são apresentados na tabela 4.26.

Tabela 4.26. Valores da sobrevivência e da taxa instantânea de mortalidade de *S. senegalensis* nos três tanques.

	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Número de indivíduos introduzidos	2670	2282	2055
Número de indivíduos pescados	1319	1028	1236
Sobrevivência (%)	49	45	60
Taxa instantânea de mortalidade	0,49	0,94	0,65
Duração (dias)	526	309	286

Os valores de sobrevivência calculados para os três tanques variaram entre 45 e 60%, sendo o mais elevado o registado para o tanque 7.

Ramos *et al.* (1989) obtiveram uma sobrevivência de 100% num tanque onde a carga introduzida foi metade da carga utilizada no presente trabalho e onde não foi administrada dieta artificial, enquanto que, Rodriguez *et al.* (1995) registaram sobrevivências entre 3,82 e 18,96%, para esta espécie de linguado em tanques de terra, com uma densidade inicial maior. Estes resultados levam a supor que a densidade com que os linguados são cultivados poderá ter uma grande influência na sobrevivência.

A taxa instantânea de mortalidade no tanque 5 foi menor do que nos outros dois tanques e maior no tanque 6. Estes valores sugerem que a administração de alimento nos tanques 5 e 7 pode ter tido um efeito positivo na redução da mortalidade.

4.4. PRINCIPAIS CONCLUSÕES

Este ensaio, que tinha como objectivo a avaliação do impacto de diferentes regimes de cultura na produção de *S. senegalensis*, apresentou uma série de limitações difíceis de controlar *a priori*. Estas limitações, inerentes à maior parte das experiências de campo, traduzem-se numa variabilidade grande nas condições ao início e durante cada uma das experiências que constituíram o ensaio, enfraquecendo o significado das diferenças encontradas entre os resultados das várias experiências. As duas principais fontes de variação entre as três experiências foram neste caso:

- as diferentes populações iniciais, diferença traduzida nas diferentes distribuições de comprimentos, apesar da densidade em número de linguados ter sido semelhante,
- diferentes intervalos de tempo em que as experiências decorreram, nomeadamente entre a duração da experiência no tanque 5 e a dos tanques 6 e 7.

A síntese da informação dos ensaios efectuados nos três tanques está registada na tabela 4.27.

Tabela 4.27. Caracterização do ensaio de cultura de *S. senegalensis* do estuário do Sado em três tanques de terra.

		Tanque 5		Tanque 6	Tanque 7
		<i>S. senegalensis</i>	<i>D. labrax</i>		
Datas	Início	22-jul-93	01-jun-93	24-jun-93	15-jul-93
	Fim	31-jan-95	31-jan-95	28-abr-94	28-abr-94
	Duração (dias)	526	504	309	286
	Nº de indivíduos introduzidos	2670	2000	2282	2055
	Nº de indivíduos pescados	1319	788	1028	1236
Peso individual	Peso médio inicial (g)	12,5	2,6	8,1	4,5
	Peso médio final (g)	160,6	141,4	66,5	43,1
Biomassa total	Biomassa inicial (Kg)	37,3	5,2	21,1	10,6
	Biomassa final (Kg)	218,5	111,3	72,0	53,1

As amostragens intercalares não foram representativas da distribuição dos comprimentos médios existentes nos tanques o que impossibilitou o ajuste de equações de crescimento.

Independentemente destes condicionalismos pode-se concluir que, relativamente à cultura em tanques de terra de juvenis de linguados no Estuário do Sado, existem factores comuns aos diferentes regimes de cultura que foram comparados:

- Os linguados cresceram rapidamente até ao mês de Setembro seguinte à sua introdução nos tanques. Entre Setembro e Abril do ano seguinte os linguados não aumentaram de tamanho, o processo de crescimento parou.

Agruparam-se em três blocos os resultados considerados os melhores indicadores para caracterizar cada experiência (crescimento individual em peso, sobrevivência e mortalidade e crescimento da biomassa) (tabela 4.28).

Tabela 4.28. Principais resultados do ensaio de cultura de *S. senegalensis* no estuário de Sado em três tanques de terra.

		Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Crescimento em peso	Peso estimado aos 24 cm (g)	125	105	111
	Factor de condição	0,87	0,79	0,86
	T. de crescimento específico em peso	0,49	0,68	0,79
	T. de crescimento absoluto (g/dia)	0,28	0,19	0,13
	T. de crescimento relativo	2,26	2,33	2,98
Sobrevivência e mortalidade	Sobrevivência (%)	49	45	60
	T. instantânea de mortalidade	0,49	0,94	0,65
Biomassa	T. de crescimento absoluto (Kg/dia)	0,34	0,16	0,15
	T. de crescimento relativo	0,009	0,008	0,014
	Produção real (Kg/ha/ano)	219	119	109

Pelas diferenças existentes nas características das três experiências a comparação quantitativa de resultados, no sentido de podermos dizer que um dado parâmetro é tantas vezes maior ou menor no tanque *a* do que no tanque *b*, carece de precisão. O que não impede que não possamos avaliar qualitativamente os resultados de qualquer parâmetro para os três tanques, classificando-os como bons, maus ou sofríveis. É precisamente essa aproximação qualitativa à avaliação da melhor estratégia de cultura para os juvenis de linguado no estuário do Sado que é feita na tabela 4.29.

Tabela 4.29. Avaliação qualitativa dos principais resultados do ensaio de cultura de *S. senegalensis* no estuário de Sado em três tanques de terra.

		Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7
Crescimento em peso	Peso estimado para 24 cm (g)	***	*	**
	Factor de condição	**	*	**
	T. de crescimento específico em peso	*	**	***
	T. de crescimento absoluto (g/dia)	***	**	*
	T. de crescimento relativo	*	**	***
Sobrevivência e mortalidade	Sobrevivência (%)	**	*	***
	T. instantânea de mortalidade	***	*	**
Biomassa	T. de crescimento absoluto (Kg/dia)	***	**	*
	T. de crescimento relativo	**	*	***
Resultado		***	*	***

O exame visual desta tabela 4.29 indica que a cultura dos linguados do tanque 5, associados a robalos alimentados com dieta artificial e dos linguados do tanque 7, onde foi fornecido dieta suplementar, apresentaram melhores resultados. É de evidenciar que a associação com os robalos não teve efeito negativo no crescimento dos linguados, tornando-se esta espécie uma boa alternativa como espécie complemento.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no estudo da pré-engorda de *S. senegalensis* demonstram que é possível obter juvenis em tanques de terra, a partir de indivíduos produzidos em maternidade e à custa da produção natural.

Ao fim dos seis meses nos tanques – Maio a Novembro – pós-larvas de 20 a 30 dias de idade podem atingir, com 80% de probabilidade, um peso que se situa entre 11,0 e 13,7 gramas. Este intervalo de tamanhos corresponde a peixes suficientemente robustos para suportar as eventuais agressões do ambiente natural e com um peso adequado para atravessarem o Inverno com menores riscos de mortalidade. As sobrevivências foram, em geral, elevadas apesar de apresentarem nalgumas jaulas valores mais baixos; o controlo da qualidade da água e da disponibilidade do alimento no interior destas poderia conduzir à identificação deste factor de variação.

A carga que arbitrariamente se optou por utilizar parece ter sido a indicada embora a determinação da densidade óptima dos tanques, utilizando a metodologia aplicada neste trabalho, seja um aspecto importante a estudar no futuro. As jaulas revelaram-se um instrumento eficaz para estudos de crescimento e sobrevivência de linguados em tanques de terra.

A curva que descreve o crescimento para o período de tempo considerado permite prever, com uma razoável fiabilidade, o crescimento desta espécie na fase da pré-engorda e nas condições ambientais descritas. Este tipo de informação é um instrumento fundamental para o planeamento e manejo dos sistemas de aquacultura.

Os tanques de terra onde se desenvolveu a engorda de *S. senegalensis*, suportaram populações densas de invertebrados e uma grande variação em número de indivíduos ao longo do período estudado: o valor mínimo foi 3×10^3 ind.m⁻² e o máximo foi de 114×10^3 ind.m⁻². Os taxa *Hydrobia* spp., *M. gryllotalpa* e *Capitella* spp., dominaram a macrofauna dos tanques, em termos de número de indivíduos, enquanto que em termos de biomassa *Hydrobia* spp., *N. diversicolor* e *Capitella* spp. foram dominantes.

O macrobentos foi caracterizado pelo forte predomínio do gastrópode *Hydrobia* spp., quer em densidade quer em biomassa, principalmente nos meses em que as temperaturas foram mais baixas. O decréscimo significativo na densidade de *N. diversicolor*, a partir do início da amostragem até Setembro – Outubro, pode ter sido

provocado pela predação dos linguados, dado que ocorreu durante o período em que houve um forte crescimento de *S. senegalensis*.

Os índices de diversidade e as curvas ABC indicaram que a comunidade bentônica dos tanques corresponde a um ambiente ligeiramente perturbado e enriquecido organicamente.

As condições ambientais dos tanques de terra são semelhantes às descritas na literatura referente a lagoas costeiras e reservatórios de salinas cujos ambientes são confinados e com amplas variações ambientais. A comunidade bentônica dos tanques de cultura caracterizou-se por espécies típicas de ambientes lagunares com baixas taxas de dispersão, mas resistentes a condições subótimas. As espécies encontradas são oportunistas e típicas de ambientes enriquecidos organicamente.

As densidades médias de macrobentos mais elevadas foram registadas no tanque 5 ($35 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$) e as menores no tanque 7, com $16 \times 10^3 \text{ ind.m}^{-2}$. As espécies mais abundantes do tanque 5 foram a *Hydrobia* spp., o *M. gryllotalpa* e o *S. shrubsolii* enquanto que nos outros tanques foram a *Hydrobia* spp, *Capitella* spp e *C. salinarius*. Os valores mais elevados dos índices de diversidade foram registados no tanque 5 e os menores no tanque 7. As biomassas médias dos três tanques variaram de um mínimo de $4,1 \text{ g m}^{-2}$ (tanque 7) a um máximo de $10,2 \text{ g m}^{-2}$ (tanque 5).

A análise multivariada identificou um gradiente relativamente à intensificação do regime de cultura apesar de se não ter verificado diferenças acentuadas entre as comunidades bentônicas dos três tanques. No entanto, todas as variáveis analisadas sugeriram que o tanque onde houve associação com os robalos apresentou características de um ambiente menos alterado e suportou abundâncias de macrobentos mais elevadas. Os resultados obtidos relativamente à influência dos factores ambientais nas comunidades macrobentônicas sugerem que outras variáveis poderão também ser determinantes.

O estudo da fase da engorda dos juvenis de *S. senegalensis* capturados do meio ambiente apontou para um crescimento rápido no período inicial, correspondendo aos meses de Julho, Agosto e Setembro. A partir de Outubro até Abril do ano seguinte, os linguados não aumentaram de tamanho, o processo de crescimento parou devido, provavelmente, às baixas temperaturas que se fizeram sentir logo no mês de Outubro. O crescimento poderia ter sido maior se se tivesse iniciado a experiência 3 meses mais cedo, aproveitando as temperaturas elevadas que se fazem sentir desde o início do mês de Maio.

No entanto, tornou-se evidente que o linguado é uma espécie de crescimento lento e que precisa de pelo menos dois Verões para atingir o tamanho comercial.

A cultura dos linguados do tanque onde houve associação com robalos e a dos linguados do tanque onde foi fornecida dieta suplementar, apresentaram os melhores resultados quanto ao crescimento. Este facto indica, principalmente, que a co-produção dos linguados com os robalos não foi prejudicial tendo sido mesmo positiva em relação ao crescimento dos linguados, sendo este peixe uma boa alternativa como espécie complemento. No mesmo tanque foi possível cultivar uma espécie pelágica – robalo-alimentada com dietas formuladas, cujos excedentes foram adubar o fundo dos tanques criando um nicho ecológico próprio para o linguado sem dispêndio acrescido de alimento artificial, aumentando assim a rentabilidade do tanque em termos bioeconómicos. Para um maior esclarecimento deste aspecto seria interessante o estudo dos hábitos alimentares da *S. senegalensis* em tanques de terra para determinar quais as presas ingeridas preferencialmente pelos juvenis e em que medida os seus hábitos são determinados por características próprias da espécie ou outras; como o tamanho do peixe ou disponibilidade do alimento do meio e/ou condições ambientais.

Na tabela 5.1 estão resumidos os resultados obtidos por diversos autores relativos à produção de *S. senegalensis* em tanques de terra.

Tabela 5.1. Síntese de resultados do crescimento de *S. senegalensis* em tanques de terra obtidos por diversos autores.

Tamanho inicial (g)	Carga (nº ling/m ²)	Duração do crescimento (meses)	Tamanho final (g)	Sobrevivência (%)	Regime de cultura	Autores
0,01	50	6	12	60*	Jaulas	Presente trabalho
0,2	3,5	5	5,6	19	C/ dieta específica	Rodriguez <i>et al.</i> , 95
0,2	3,5	5	9,6	11	Fertilização	Rodriguez <i>et al.</i> , 95
0,2	3,5	5	8,8	9	Extensivo	Rodriguez <i>et al.</i> , 95
0,2	1,3	9	62	24	Fertilização	Castelo Branco <i>et al.</i> , 97
0,2	1,3	11	31	20	Extensivo	Castelo Branco <i>et al.</i> , 97
0,5	2	11	40	20	Extensivo	Dinis <i>et al.</i> , 1999
0,5	2	11	456	8	Associação c/ douradas	Dinis <i>et al.</i> , 1999
4,5	0,4	10	43,1	60	C/ dieta específica	Presente trabalho
8,1	0,4	10	66,5	45	Extensivo	Presente trabalho
12,5	0,4	17	160,6	49	Associação c/ robalos	Presente trabalho
14	1,3	10	84	19	Associação c/ robalos	Castelo Branco <i>et al.</i> , 97
23,1	0,2	8	400	100	Extensivo	Ramos <i>et al.</i> , 89

* Sobrevivência observada em juvenis ao fim de 212 dias.

Estes resultados são difíceis de comparar devido à disparidade das experiências. No entanto, quer a presença de uma espécie alimentada com uma dieta artificial quer a fertilização dos sedimentos parecem melhorar a produção. De uma forma geral, o aumento das cargas parece ter um efeito negativo no crescimento e na sobrevivência de *S. senegalensis*. No entanto, os resultados obtidos quando se utilizaram jaulas apontam para bons crescimentos e sobrevivências aliados a uma carga inicial elevada.

A pré – engorda, em regime extensivo e em locais acondicionados para o efeito – jaulas (defendidos dos predadores) – deverá ser, portanto, considerada, até que se consiga obter um alimento artificial adequado às necessidades nutritivas dos juvenis de linguado.

Alguns dos elementos resultantes do presente trabalho podem ser um contributo a ter em conta para o desenvolvimento sustentável da aquacultura em tanques de terra nos estuários do Tejo e Sado tanto no aspecto da diversificação das espécies como da rentabilização dos tanques.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alzieu, C. 1989. L'Eau – Milieu de Culture. In: Barnabé G. (ed.). *Aquaculture*. Lavoisier, Paris, 17-46.
- Amanieu, M. 1967. Introduction à l'étude écologique des réservoirs à poissons de la région d'Arcachon. *Vie Milieu*, **18** (2B) : 381-446.
- Amanieu, M.; Guelorget, O. e Michel, P. 1977. Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranée. *Vie Milieu*, **27** (B) : 85-109.
- Amanieu, M.; Guelorget, O. e Michel, P. 1978. Évolution structurale des peuplements de la macrofaune benthique des étangs palavasiens. *Vie Milieu*, **28-29** (4AB) : 531-547.
- Amanieu, M. e Lasserre, G. 1982. Organization et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanol. Acta*, N. SP.: 201-213.
- Anadon, R. 1980. Estudio ecologico de la macrofauna del Estuario de La Foz (N O de Espana): I. Composición, estructura, variación estacional y producción de las comunidades. *Inv. Pesq.* **44** (3) : 407-444.
- Andrade, J. P. 1990. *A importância da Ria Formosa no ciclo biológico de Solea senegalensis Kaup 1858, Solea vulgar Quensel 1806, Solea lascaris (Risso, 1810) e Microchirus azevia (Capello, 1868)*. Tese de doutoramento, Universidade do Algarve, Faro, pp. 410.
- Arias, A. M. e Drake, P. 1990a. Captación de alevines com las mareas en esteros de la bahía de Cádiz. *Inf. Téc. Inst. Invest. Pesq.*, nº156.
- Arias, A. M. e Drake P. 1990b. Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahia de Cadiz. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas. Cádiz, Espanha, pp. 163.
- Arias, A. M. e Drake, P. 1994. Structure and production of benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cádiz. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **115**:151-67.
- Arias, A. M. e Drake, P. 1995. Efectos de la acuicultura sobre la estrutura da las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un sistema lagunar costero. In: Castelló F., Calderer A. (eds), *Actas del Vº Congreso Nacional de Acuicultura*, Barcelona: 909-913.
- Asmus, H. 1987. Secondary production of an intertidal mussel bed community related to its storage and turnover compartments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **39**: 251-266.

- Azevedo, M. M. 1996. Manual de apoio à disciplina aquisição e tratamento de dados. ICBAS/IPIMAR, pp. 110.
- Bachelet, G.; Bouchet, J. M. e Lissalde, J. P. 1980. Les peuplements benthiques dans l'estuaire de la Gironde : biomasse, productivité et évolution structurale. *Oceanis* **6**: 593-620.
- Bagenal, T. B. e Tesch, 1978. Age and Growth. In: *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. T. B. Bagenal (ed.), 3rd edition, Oxford, Blackwell Scientific Publications: 101-136.
- Banse, K. e Mosher, S. 1980. Adult body mass and annual production / biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.*, **50**: 355-379.
- Barnes, R. S. K. 1989. The coastal lagoons of Britain: An overview and conservation appraisal. *Biological Conservation*, **49**: 295-313.
- Barnes, R. S. K. 1994a. *The Brackish-water fauna of northwestern Europe*. Cambridge University press, Cambridge, pp. 287.
- Barnes, R. S. K. 1994b. A critical appraisal of the application of Guérloget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.*, **38** (1):41-48.
- Bernardo, J. M. 1990. Dinâmica de uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa de Santo André). Tese de doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, pp. 306.
- Bettencourt, A. 1979. *Estuário do Tejo. Documento Preliminar*. Hidroprojecto, Drena, Lisboa, pp. 135.
- Boesh, D. F. 1977. A new look at the zonation of benthos along the estuarine gradient. In: *Ecology of marine benthos*. B. C. Coull, (ed.). University South Carolina Press, Columbia: 245-266.
- Braber, L. e De Groot, S. J. 1973. The food of five flatfish species (Pleuronectiformes) in the Southern North Sea. *Neth. Journ. Sea Res.*, **6** (1-2), 163-172.
- Brett, J. R. 1979. Environmental Factors and Growth. In: Hoar, W. S.; Randal D. J. e Brett J. R. (eds.). Volume VIII. Bioenergetics and Growth. *Fish Physiology*. Academic Press, New York: 599-667.
- Brito, B.G.P. 1994. Aquacultura no estuário do Tejo: caracterização preliminar. *Publicações avulsas do IPIMAR*, **1**: 145 - 153.
- Bromley, P.J. 1977. Methods of weaning juvenile hatchery reared sole (*Solea solea* (L.)) from live food to prepared diets. *Aquaculture*, **12**(4): 337-347.

- Brown, J. R.; Gowen, R. J. e Mclusky, D. S. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **109**:39-51.
- Cabral, H.N. 1998 a. *Comparação de métodos de regressão linear na estimação da abundância do linguado, Solea solea (L., 1758) e Solea senegalensis Kaup, 1858, no estuário do Tejo*. Tese de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, pp. 189.
- Cabral, H.N. 1998 b. *Utilização do estuário do Tejo como área de viveiro pelos linguados, Solea solea (L., 1758) e Solea senegalensis Kaup, 1858, e robalo, Dicentrarchus labrax (L., 1758)*. Tese de doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, pp. 396.
- Cabral, H.N.e Costa, M. J. 1999. Differential use of nursery areas within the Tagus Estuary by sympatric soles *Solea solea* and *Solea senegalensis*. *Environ. Biol. Fish*, **56**, 389-397.
- Cadima, E. L., 2000. Manual de Avaliação de Recursos Pesqueiros. *FAO Fisheries Technical Report n° 393*. Roma, FAO. pp. 162.
- Camões, M. F. G. F. C. 1989. Alguns Aspectos Relativos à Qualidade da Água. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Química*, **38**: 31-35.
- Castel, J. e Lasserre, P. 1982. Régulation biologique du meiobenthos d'un écosystème lagunaire par un alevinage expérimental en soles (*Solea vulgaris*). In : Lasserre, P. e Postma, H. (eds.). *Actes Symp. Int. Lagunes Côtieres*. Bordeaux, France. *Oceanol. Acta*, no.sp.: 243-251.
- Castel, J.P.; Labourg, J.; Escaravage, V.; Auby, I. e Garcia, M. E. 1989. Influence of seagrass beds and oyster parks on the abundance and biomass patterns of meio and macrobenthos in tidal flats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **28**: 71-85.
- Castelo Branco, M.A. 1998. Crescimento de pós-larvas de linguado (*Solea senegalensis*, Kaup 1858) em tanques de terra. In: *Resumos do X Simpósio Ibérico de Estudos de Bentos Marinho*, Carvoeiro, Algarve, pp. 51.
- Castelo Branco, M.A. e Ramos M.A. 1998 a. Cultura extensiva de pós-larvas de linguado (*Solea senegalensis*, Kaup 1858). In: *Resumos do VI Seminário de Aquacultura*, Viana do Castelo.
- Castelo Branco, M.A e Ramos, M.A. 1998 b. Crescimento de pós-larvas de linguado (*Solea senegalensis*, Kaup 1858) em pisciculturas no estuário do Sado. *IPIMAR Divulgação*. **4**: 1-4.

- Castelo Branco, M.A; Ramos, M.A e Pereira, T.G., 1994. Resultados sobre o crescimento do linguado em tanques de cultura no estuário do Sado. *Publicações avulsas do IPIMAR*, **1**, 272 pp.
- Castelo Branco, M.A; Ramos, M.A. e Pereira, T.G. 1997. Cultura de linguado (*Solea senegalensis*, Kaup, 1858) em tanques de terra no estuário do Sado. In: *Actas do VI Congresso de Zootecnia*. Vol II : 45-51.
- Commission of the European Communities. 2002. A strategy for the sustainable development of european aquaculture. Communication from the Comission to the Council and european Parliament. 399th Plenary Session. COM (2002) 511 final 2002, pp. 26.
- Crisp, D. J. 1984. Energy flow measurements. In : *Methods for the study of marine benthos*. Holme, N.A e McIntyre, A.D. (eds). Blackwell Scientific Publications, Oxford: 284-372.
- Cuenca, M.L.; Stickney, R. R. e Grant, W. E. 1985. Fish bioenergetics and growth in aquaculture ponds: III. Effects of intraspecific competition, stocking rate, stocking size and feeding rate on fish productivity. *Ecol. Modelling*, **28**: 73-95.
- Dias, M. D. S., 1994. Contribuição para o conhecimento da Aquacultura no Estuário do Sado. *Publicações Avulsas do IPIMAR*, **1**:155-166.
- Dinis, M.T., 1986. *Quatre Soleida de l'Estuaire du Tage. Reproduction et Croissance. Essai d'Élevage de Solea senegalensis Kaup 1858*. Tese de doutoramento, Université de Bretagne Occidentale, France, pp. 348.
- Dinis, M. T. 1992. Aspects of the potential of *Solea senegalensis* Kaup for aquaculture: larval rearing and weaning to artificial diets. *Aquacult. Fish. Manag.* **23**: 515-520.
- Dinis, M.T. e Reis, J. 1995. Culture of *Solea spp.* *Cah. Options méditer., Marine Aquaculture Finfish Species Diversification.* **16**: 9-19.
- Dinis, M. T.; Reis, J. e Arrobas, I. 1996. Evaluation of the farming potential for *Solea senegalensis* Kaup, a new species for aquaculture in the Mediterranean area. In: *Book of Abstracts of the World Aquaculture`96*, Bangkok, 107-109.
- Dinis, M.T.; Ribeiro, L.; Soares, F. e Sarasquete, C.T.I. 1999. A review on the cultivation potential of *Solea senegalensis* in Spain and in Portugal. *Aquaculture.* **176**: 27-38.
- Diviacco, G. e Relini, G. 1981. Gli Anfipodi della laguna di Orbetello. *Quaderni di Laboratorio della Tecnologia di Pesca.* **3**: 283-291.

- Drake, P.; Arias, A. e Rodriguez, R.B. 1984. Cultivo extensivo de peces marinos en los esteros de las Salinas de San Fernando (Cádiz). II. Características de la producción de peces. *Inf. Técn. Inst. Inv. Pesq.*, **116**:3-36.
- Drake, P. e Arias, A. 1989. Hábitos alimentarios de estados juveniles de peces en los caños de salinas de la bahia de Cádiz (S.O. de España). In: *Acuicultura Intermareal*. Yúfera, M. (ed.). Cádiz: 249-257.
- Drake, P. e Arias, A.M. 1997. The effect of aquaculture practices on the benthic macroinvertebrate community of a lagoon system in the Bay of Cadiz (southwestern Spain). *Estuaries*, **20** (4): 677-688.
- Efron, B. 1979. Bootstrap methods : another look at the jackknife, *Ann. Stat.*, **7** : 1-26.
- Efron, B. e Tibshirani, R.J. 1993. *An introduction to the bootstrap*. Chapman and Hall, N.Y., pp. 436.
- Faria, N. 1997. *Estudo de macrozoobentos em tanque de monocultura de Solea senegalensis*, Kaup. Relatório de estágio de licenciatura, Universidade de Aveiro, Aveiro, pp. 80.
- Fauvel, P. 1923. Polychetes errantes. *Faune de France*, 5. Office Central de Faunistique (ed.). Paris pp. 488.
- Fauvel, P. 1927. Polychaetes sedentaires. *Faune de France*, 16. Office Central de Faunistique (ed.). Paris, pp. 494.
- Ferrarese, U. e Ceretti, G. 1986. Il problema dei chironomidi (Diptera, Chironomidae) in laguna di Venezia. *Annales delle Instituto Superio de Sanità*, **22**:129-136.
- Field, J.G.; Clark, K.R. e Warwick, R.M. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **8**: 37-52.
- Flos, R.; Reig, L.; Fernandez, J. V.; Ambrosio, P. P. e Carbo, R., 1995. Ensayos preliminares para el cultivo intensivo de lenguado. In: Castelló e Orvay, F., (eds.). *Actas do V Congreso Nacional de Aquicultura*. Barcelona: 839-844.
- Fond, M. e Saksena, V.P. 1977. The daily food intake of young soles (*Solea solea*) in relation to their size and the water temperature. *3rd meeting of the ICES working group on mariculture*. Brest, France: 51-58.
- Gamito, S. 1994. *The benthic ecology of some Ria Formosa lagoons, with reference to the potential for production of the gilthead seabream (Sparus aurata L.)*. Tese de Doutoramento, Universidade do Algarve. Faro, pp. 211.

- Garcia, E.; Molinero, A. e Flos, R. 1991. Growth comparative study in two species of sole: *Solea vulgaris* and *Solea senegalensis* in the Mediterranean Sea. *Aquaculture and the Environment. Special Publication of the European Society of Aquaculture*, **14**: 37-38
- Gordo, T; Elvira, A.M.; Grande, I.; Rodriguez, J.P. e Muñoz, J. L. 1995. Fertilización orgánica en estanques de cultivo de la Bahía de Cádiz. In: Castelló F. e Calderer, A. (eds), *Actas del Vº Congreso Nacional de Acuicultura*, Barcelona: 929-934
- Guelorget, O. e Michel, P. 1979. Les peuplements benthiques d'un étang littoral languedocien, l'étang du Prevost (Hérault). 1. Étude quantitative de la macrofaune des vases. *Tethys* **9**: 49-64.
- Hargrave, B. T. e Thiel, H. 1983. Assessment of pollution-induced changes in benthic community structure. *Mar. Pollut. Bull.*, **14**: 41-46.
- Howell, B. R. 1997. A re-appraisal of the potential of the sole, *Solea solea* (L.), for commercial cultivation. *Aquaculture*, **155**: 355-365.
- Hussenot, J. e Feuillet-Girard, M. 1988. Crevettes et sédiment. Le sédiment des marais salés aquacoles de la côte atlantique. Recherche de paramètres indicateurs de la qualité des fonds. L'exemple des bassins d'élevage de la crevette impériale. *Aquarevue*, **17**, 25-28.
- Hussenot, J. e Reymond, H. 1990. Accroissement de la production des élevages semi-extensifs de crevette imperiale en marais sales Atlantiques (Frances). In : *Proc. EIFAC-FAO Symp. On Production Enhancement in Stillwater Pond Culture*, Prague: 194-198.
- INMG. 1988. *O clima de Portugal. Caracterização climática da região aquícola do Ribatejo e Oeste*. Instituto Nacional de Metereologia e Geofísica, Lisboa.
- Irvin, D. N. 1973. *The growth and survival of Dove sole, Solea solea (syn. Solea vulgaris Quensel 1806), and some observation on the growth and survival of juvenile plaice, Pleuronectes platessa L., considered at various temperatures*. Tese de doutoramento. University of Liverpool, Liverpool, pp. 186.
- Jobling, M. 1995. *Environmental biology of fishes*. Vol. 16. Chapman and Hall, New York, pp. 455.
- Koutsikopoulos, C.; Desaunay, Y.; Dorel, D. e Marchand, J. 1989 The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. *Scient. Mar.*, **53**: 567-575.

- Labourg, P. J. 1979. Structure et évolution de la macrofaune invertébrée d'un écosystème lagunaire aménagé (réservoirs à poisson de Certes). *Actes Colloques Cnexo*, **7** : 591-614.
- Lagler, K. F. 1956. Freshwater fishery Biology. Second edition. W. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- Lagardère, F.; Decamps, Ph. E Quero, J.C. 1979. Découverte le long des côtes de la Charente Maritime d'une population de *Solea senegalensis* Kaup 1858 (*Soleidae*, *Pleuronectiformes*). *Ann. Soc. Sci. Nat. Charente-Maritime* **6** (6): 563-572.
- Lagardère, F.; Panagiotaki, P.; Lagardère, J. P.; Hussenot J. e Theodorou A. 1994. *Élevage semi-extensif de la sole (Solea solea) en marais maritimes pour tenter différentes techniques d'orientation de la production*. PLATON 1994, Actions intégrées Franco-Hellenique. Rapport d'étape, dossier n° 94048, pp.17.
- Lambshead, P. J. D.; Platt, H. M. e Shaw, K. M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, **17**: 859-874.
- Larsonneur, C. 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français: méthode mise au point et utilisée en Manche. *J. Rech. Oceanogr.*, **2** : 33-39.
- Lasserre, G. e Lasserre, P. 1979. Croissance, production et demande d'énergie d'une population de sole (*Solea vulgaris*) introduite dans une lagune aménagée (Bassin d'Arcachon). *Actes Colloques Cnexo*, **7**: 689-878.
- Lasserre, P.; Renaud-Mornant, J. e Castel, J. 1976. Metabolic activities of meiofaunal communities in a semi-enclosed lagoon. Possibilities of trophic competition between meiofauna and mugilid fish. *Proceedings of the 10th European Symposium on Marine Biology*, **2**:393-414.
- Legendre, L e Legendre, P. 1984. *Ecologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques*. Collection d'Écologie, n° **12**, 2^{ème} édition, Masson, Paris, 260 pp.
- Lima, I. M. D. P., 1992. *Condições ambientais de uma aquacultura em regime extensivo no estuário do Sado*. Rel. Estágio Lic., FCL, INIP, 150 p.
- Lopes da Cunha, P. 1994. *Estrutura e dinâmica da ictiofauna do estuário do Sado*. Tese de doutoramento. Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa, pp. 397.
- Loureiro, J. M. 1979. *Curvas de duração dos caudais médios diários no rio Tejo*. Direcção Geral de Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.

- Marques, J.C.; Martins I.; Teles-Ferreira, C. e Cruz, S. 1994. Population dynamics, life history, and production of *Cyathura carinata* (Kroyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of crustacean Biology*, **14**(2):258-272.
- Mclusky, D. S. e McCrory, M. 1989. A long-term study of an estuarine mudflat subject to industrial pollution. In: *Topics in Marine Biology*. ROS., J. D. (ed.). *Scient. Mar.*, **53**, (2-3). 22nd European Marine Biology Symposium, Barcelona: 717-724.
- Millan, M. L. 1987. *Alimentación en Acuicultura*. Espinosa de los Monteros, J. e Labarta, U. (Eds.) CAICYT. Madrid : 295-325.
- Monteiro, M.T. 1996a. Resposta do zooplâncton à utilização de diferentes tipos de fertilização em tanques de cultura de *Solea senegalensis* Kaup. *Relat. Cient. Téc. Inst. Post. Invest. Marít.*, **24**, 16 p.
- Monteiro, M.T. 1996b. Resposta do zooplâncton à utilização de diferentes tipos de alimento em culturas de dourada, *Sparus aurata* L. *Relat. Cient. Téc. Inst. Port. Invest. Marít.*, **26**, 18 p.
- Monteiro, M.T. e Oliveira, M.R. 1994. Resposta da produção planctónica à utilização de alimento artificial em pisciculturas do Estuário do Sado. *Publicações avulsas do IPIMAR*, **1**: 217-226.
- Monteiro, M.T. e Oliveira, M.R. 2000. Estrutura e interações das comunidades planctónicas em tanques de cultura de *Dicentrarchus labrax* L. e *Solea senegalensis* Kaup. *Relat. Cient. Téc. Inst. Port. Invest. Pesca Mar*, **54**, 18 p.
- Morinière, P. 1983. *Étude de la croissance de la sole (Solea vulgaris Q.) en élevage intensif*. Tese de doutoramento. Université de Bretagne Occidentale, pp. 80.
- Moyle, P. B. e Cech, Jr. J. J. 1996. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 3rd edition. Prentice-Hall Inc., New Jersey, pp. 590.
- Oliveira, M.R. 1998a. Produção fitoplanctónica em tanques de piscicultura de *Sparus auratus* L. com diferentes regimes alimentares. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pesca Mar*, **29**., 13 p.
- Oliveira, M.R. 1998b. Influência da utilização de fertilizantes no desenvolvimento do fitoplâncton em tanques de cultura de *Solea senegalensis* Kaup. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pesca Mar*, **31**, 11 p.
- Pearson, T. H. 1975. The benthic ecology of Lock Linnhe and Lock Eil, a sea-lock system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, **20**: 1-41.

- Person-Le Ruyet, J. 1989. L'élevage des poissons plats : sole, turbot. In: Barnabé, G. (ed.). *Aquaculture*. Lavoisier, Paris: 667-711.
- Pielou, E. C. 1984. *The Interpretation of Ecological Data: a Primer on Classification and Ordination*. John Wiley and Sons. New York, pp. 263.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. theor. Biol.* **13**: 131-144.
- Quéro, J. C.; Desoutter, M. e Lagardère, F. 1989. Soleidae. In: Whitehead, P. J. P., Bauchot, M. L.; Hureau, J. C.; Nielsen, J. e Tortonese, E. (eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, Paris, Unesco, pp. 473.
- Quevauviller, Ph. 1987. *Étude geomorphologique, sedimentologique et geochemique du littoral de Galé et de l'estuaire du Sado (Portugal)*. Tese de doutoramento, Université de Bordeaux, França, pp. 256.
- Quintino, V. 1988. *Structure et cinétique comparés des communautés de macrofaune benthique de deux systèmes lagunaires de la côte Ouest du Portugal: Óbidos et Albufeira*. Tese de doutoramento, Universidade de Paris, Paris, pp. 333.
- Ramos, M.A.; Dias, M.D.S.; Pereira, T.G. e Duarte, A.C.L. 1989. Monocultura de *Solea senegalensis* Kaup (linguado) num viveiro do estuário do Sado. *Publicações Avulsas do INIP*, **17**: 543 – 562.
- Rees, H. L.; Moore, D. C.; Pearson, T. H.; Elliott, M.; Servile, M.; Pomfret, J. e Johnson, D. 1990. Procedures for the monitoring of Marine Benthic Communities at UK Sewage Sludge Disposal Sites. *Scottish Fisheries Information Pamphlet*, **18**: 1-79.
- Reis, R. M. M. e Gonçalves, M. Z. 1981. Caracterização climática da região agrícola do Ribatejo e Oeste. *O Clima de Portugal*, fasc. XXXII, INMG, Lisboa.
- Reish, D. J. 1984. Domestic wastes. In: *Marine Ecology*, Kinne. O.; Wiley J. e Sons (eds.). vol. V, part 4: 1711-1767.
- Rimon, A.; Shilo, M. 1982. Factors which affect the intensification of fish breeding in Israel. 1. Physical, chemical and biological characteristics of the intensive fish ponds in Israel. *Bamidgeh* **34** (3): 87-100
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. In: Hoar, W. S.; Randall, D.J. e Brett, J. R. (eds.). *Fish Physiology*. Vol. VIII. *Bioenergetics and growth*. Academic Press, New York : 678-743.

- Rodrigues, A.M. 1992. *Environmental status of a multiple use of estuary, through the analysis of benthic communities: the Sado estuary, Portugal*. Tese de doutoramento, Universidade de Stirling, Stirling, pp. 320.
- Rodriguez, J.P.; Perdigonéz, C.; Grande, I.; Gordo, T. e Elvira, A.M. 1995. Estrategias de cultivo de linguado (*Solea senegalensis* Kaup, 1858) en estanques de la Bahía de Cádiz. Datos preliminares. In: Castelló, F. e Calderer A. (eds), *Actas del Vº Congreso Nacional de Acuicultura*, Sant Carles de la Ràpita. Universitat de Barcelona, Direcció General de pesca Marítima, Barcelona : 874-878.
- Rodriguez, A. e Pascual, E. 1982. Primeros ensayos sobre utilisation de la hipófises del atun (*Thunus thynnus*) en la maturation y puesta de *Solea senegalensis* e *Sparus aurata*. *Investig. Pesq.*, **97**: 1-11.
- Rodriguez, R. B., 1984. *Biologia e cultivo de Solea senegalensis Kaup 1858 en Golfo de Cadiz*. Tese de doutoramento, Universidade de Sevilha, Sevilha, pp. 207.
- Rohlf, F. J. 1990. *NTSYS – PC. Numerical taxonomy and multivariate analysis system*. Exeter Software, New York.
- Rosenberg, R. 1976. Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos*, **27**: 414-427.
- Schnute, J. 1981. A Versatile Growth Model With Statistically Stable Parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38** (9): 1128-1140.
- Schwinghamer, P.; Hargrave, B.; Peer, D. e Hawkins, C. M. 1986. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 131-142.
- Service, S. K.; Feller, R. J.; Coull, B. C. e Woods, R. 1992. Predation effect of three fish species and shrimp on macrobenthos and meiobenthos in microcosms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **34**: 277-293
- Sobral, A. M.; Ruano, F.; Arrobas, I. e Dias, M. D. S. 1991. Experiência de produção conjunta de peixe, camarão e sal no estuário do Sado. *Relat. Téc. Cient. INIP*, **36**, 22 p.
- Sobral, D. V. 1981. *Contribuição para o estudo da ictiofauna bentónica do estuário do rio Sado*. Relatório de estágio, Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa, pp.114.
- Sokal, R. R. e Rohlf F.J. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York, pp. 368.
- Sprung, M. 1993. Estimating macrobenthic secondary production from body weight and biomass: a field test in a non-boreal intertidal habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **100**: 103-109.

- Sprung, M. 1994. Macro-benthic secondary production in intertidal zone of the Ria Formosa – a lagoon in Southern Portugal *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **38** (6): 539-558
- Strickland, J.D.H. e Parsons, T.R. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, pp. 310.
- Tacon, A. G. J. 1997. Europe. Review of the State of World Aquaculture. *FAO Fisheries Circular* nº 886. Rome, FAO: 120-125.
- Taramelli, E. e Pezzali, S. 1986. Ecologia e distribuzione dei crostacei anfipodi nei laghi costieri della provincia di Latina. *Boletim Mus. Civ. Stor. nat. Verona* **13**: 295-318.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient. *Ecology*, **67** (5): 1167-1179.
- ter Braak, C.J.F. 1988. CANOCO. *A Fortran Program for Canonical Community Ordination by (Partial)(Detrended) (Canonical) Correspondence Analysis and Redundancy Analysis (version 2.1)*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, pp. 95.
- ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. In: *Data analysis in community and landscape ecology*. Jongman, R. H. G. ; ter Braak, C.J.F e van Tongeren, O.F.R. (eds.), Cambridge, Cambridge University Press: 91-173.
- ter Braak, C.J.F e Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User`s Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power. Ithaca, New York, pp. 352
- Tsutsumi, H., T.; Kikuchi, M.; Tanaka, T.; Higashi, K.; Imasaka e Miyazaki, M. 1991. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Marine Pollution Bulletin* **23**:233-238.
- Vale, C. e Sundby, B. 1982. A survey of the elemental composition of bottom sediments in the Sado estuary. In: JNICT/NMSP (eds.), *Actual Problems of Oceanography in Portugal*, Lisboa : 189-200.
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, **10**: 181-213.
- von Tongeren, O. F. R. 1995. Cluster analysis. In: *Data analysis in community and landscape ecology*. Jongman, R.H.G.; ter Braak, C.J.F. e von Tongeron, O.F.R. (eds.), Cambridge, University Press: 174-212.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthos communities. *Mar. Biol.*, **92**: 557-562.

- Warwick, R. M. e Ruswahyuni. 1987. Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, **95**: 641-649.
- Warwick, R. M.; Pearson, T. H. e Ruswahyuni, 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/ biomass method. *Mar. Biol.*, **95**: 193-200.
- Waters, T.F. 1969. The turnover ratio in production ecology of freshwater invertebrates. *American Naturalist*: **103**: 173-185.
- Weston, D. P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **61**: 233-244.
- Wootton, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. Chapman e Hall, London, pp. 404.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4rd edition, Prentice Hall, New Jersey, pp. 663.