

LUÍS MIGUEL MARQUES DO CARMO AMARAL BARATA

**CARACTERIZAÇÃO PRELIMINAR DE
EMISSÕES DE EFLUENTES DE
PISCICULTURA SEMI-INTENSIVA EM MEIO
ESTUARINO**

**UNIVERSIDADE DE ÉVORA
1997**

**CARACTERIZAÇÃO PRELIMINAR DE
EMISSÕES DE EFLUENTES DE
PISCICULTURA SEMI-INTENSIVA EM MEIO
ESTUARINO**

Dissertação apresentada à Universidade de
Évora para a obtenção do grau de Mestre



90537

Évora - 1997

Aos meus Pais

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Doutor João Bernardo, pela preciosa ajuda e conhecimentos que me transmitiu;

Ao Dr. André Bravo pela disponibilidade que me prestou e facilidades de trabalho na Empresa (e biomassa íctea oferecida);

À Dra Manuela Falcão do IPIMAR - Olhão pelos esclarecimentos e ajuda nas análises químicas;

À Sra.D. Rita Menezes pelos telefonemas que me aturou a pedir papeladas;

E a todos aqueles que, dado o adiantado da hora, me escapam.

ÍNDICE

Agradecimentos

1. Introdução geral e objectivos
2. Aquacultura
 - 2.1. Produção de proteína alimentar
 - 2.2. Regimes de aquacultura e interacções com o meio
3. Ecologia das espécies cultivadas
4. Caracterização da piscicultura
 - 4.1. Sectores de produção, tipo e número de tanques
 - 4.2. Processo de captura do peixe
 - 4.3. Infra-estruturas de apoio
 - 4.4. Considerações finais
5. Estuários
 - 5.1. Considerações gerais
 - 5.2. Nutrientes
 - 5.2.1. Nutrientes orgânicos
 - 5.2.2. Nutrientes inorgânicos
 - 5.3. Produtividade
 - 5.4. Efeitos de poluição em estuários
 - 5.5. Impacto das aquaculturas num meio estuarino
6. Caracterização do meio
 - 6.1. Climatologia - a Costa do Sudoeste Alentejano
 - 6.2. Caracterização geral da secção terminal do estuário do Rio Mira
 - 6.2.1. Regime de marés, circulação hidrológica e salinidade

6.2.2. Seston e nutrientes

6.2.3. Ocupação da zona envolvente da piscicultura

7. Delimitação e caracterização da área de estudo

7.1. Delimitação da área de estudo

7.2. Caracterização da área de estudo

8. Material e métodos

8.1. Definição das estações de amostragem

8.1.1. Águas

8.1.2. Sedimentos

8.2. Colheitas - procedimentos

8.2.1. Águas

8.2.2. Sedimentos

8.3. Conservação

8.3.1. Águas

8.3.2. Sedimentos

8.4. Processamento laboratorial

8.4.1. Águas

8.4.2. Sedimentos

9. Resultados e Discussão

9.1. Águas

9.1.1. Resultados

9.1.1.1. *Inputs* de ração

9.1.1.2. pH e Temperatura

9.1.1.3. Temperatura e % Saturação O₂

9.1.1.4. Transparência e Seston

9.1.1.5. Clorofila α

9.1.1.6. Nutrientes

9.1.2. Discussão

9.1.2.1. *Inputs* de ração

9.1.2.2. pH e Temperatura

9.1.2.3. Temperatura e % Saturação O₂

9.1.2.4. Transparência e Seston

9.1.2.5. Clorofila α

9.1.2.6. Nutrientes

9.2. Sedimentos

9.2.1. Resultados

9.2.1.1. Tanque #4

9.2.1.2. Sapal

9.2.2. Discussão

9.2.2.1. Tanque #4

9.2.2.2. Sapal

10. Discussão geral

1. Introdução Geral e Objectivos

Introdução

Os impactos provocados por aquaculturas em meios estuarinos são de ordem vária, havendo escassez de informação sobre a resultante destes impactos no domínio paisagístico, na ocupação de solos e de margens e dos seus efluentes.

Em Portugal, a piscicultura tem vindo a sofrer um grande desenvolvimento, favorecido pela disponibilidade de locais, pelas boas condições ambientais e, particularmente pela existência de participações nos investimentos pelo Estado Português e pela U. E.

A nível jurídico, a legislação que regulamenta o estabelecimento de unidades de aquacultura é a Portaria nº 747/86 de 16 de Dezembro, a qual, dizendo particularmente respeito a aquaculturas em tanques, faz prevalecer, no entanto dados relativos a projectos e à sua viabilidade técnico-económica, em detrimento dos aspectos ambientais que possam advir destas actividades. Estes últimos constam nas normas da Directiva 85/377/CEE de 27 de Junho de 1985, relativa à avaliação dos efeitos de determinados projectos públicos e privados no ambiente, e são introduzidos no Direito interno através do Decreto-Lei nº 186/90 de 6 de Junho. Aqui, refere-se, em linhas gerais, mas sem concretizar, ser a melhor política ambiental aquela em que à partida contribui para a criação de condições preventivas que permitam evitar perturbações do ambiente, em vez de se ter posteriormente de recorrer a metodologias de combate aos seus efeitos. No seu Anexo III, este Decreto-Lei inclui projectos de piscicultura, mas fazendo apenas referência ao caso dos salmonídeos. O Decreto Regulamentar nº 38/90 de 27 de Novembro aplica-se à avaliação do impacto ambiental (AIA) dos projectos constantes do Decreto-Lei anteriormente referido. Constata-se aqui, tal como no Decreto-Lei 74/90 que regulamenta actividades industriais, a referência a incidências sobre o ambiente e medidas mitigadoras, concretamente na emissão de resíduos líquidos da indústria, mas nas actividades apresentadas em anexo não há referência a actividades de produção de proteína animal em pisciculturas.

Sendo, como se demonstra, a legislação até à data publicada para esta actividade, particularmente insuficiente no domínio da definição rigorosa de limites de emissão de efluentes, aquela acaba por conferir às empresas um carácter facultativo na avaliação dos impactos, pelo que se prevê, e à imagem do que se passa com outras indústrias, que apenas aquelas com maior grau de consciencialização ambiental procedam, neste contexto, a controlos de qualidade.

No caso concreto aqui abordado, o rigor da avaliação da qualidade dos efluentes revela-se da maior importância, porquanto o meio de recepção é um estuário, o qual por definição, é um ecossistema sensível e com capacidades de depuração consideradas limitadas.

Objectivos

Constata-se o incremento de aquaculturas licenciadas para a produção de peixe, pelo que esse julga pertinente abordar os efeitos no ambiente resultantes deste tipo de actividade.

Constituindo uma exploração de aquacultura em regime semi-intensivo com renovação de águas em circuito aberto, de *Dicentrarchus labrax* (robalo) e *Sparus aurata* (dourada), uma fonte localizada e contínua de emissão de efluentes para o meio, pretende-se com o presente trabalho atingir conjuntamente dois objectivos:

1 - Avaliar a alteração de valores de alguns parâmetros de qualidade das águas que circulam ao longo da piscicultura, desde que entram no sistema até que regressam ao estuário; não se pretendendo proceder a uma avaliação do impacto na envolvente alargada do ecossistema estuarino, procura-se detectar alterações que ocorram, causadas por efluentes caracterizados por valores da ordem de grandeza dos observados e que sejam significativas directamente ao nível dos sedimentos estuarinos;

2 - Avaliar se estes valores se aproximam ou não de valores considerados críticos para estes parâmetros, por comparação com a grandeza de valores referidos como críticos em outros estudos. Dos impactos referenciados para esses casos, procurar-se-á por comparação abordar os problemas que do caso presente poderiam advir para o estuário.

Esta avaliação é feita através da identificação e quantificação (comparada) de parâmetros físico-químicos e biológicos destas águas. Pensa-se ainda que se justifica a abordagem a sedimentos dada a importância do sub-sistema sedimentar e dada a escassez de elementos sobre a matéria publicados quer em Portugal (Brogueira *et al.*, 1994), quer na generalidade dos países onde se pratica aquacultura (Boyd & Tuccker, 1992).

Como enquadramento, caracteriza-se o ecossistema estuarino e refere-se toda a actividade responsável pelas (*eventuais*) alterações detectadas.

Os estuários são zonas de extrema sensibilidade ecológica (McLusky, 1989), pelo que se espera que um trabalho centrado num dos componentes do somatório de descargas de efluentes de origem vária (industriais, agro-pecuários, urbanos) a que estes

meios estão sujeitos, possa demonstrar se existe ou não uma contribuição negativa significativa deste tipo de actividade para a degradação do ambiente estuarino. Ressalva-se, como é óbvio, que este trabalho constitui um estudo de caso e que os resultados aqui encontrados não poderão ser generalizados acriticamente a outras pisciculturas similares. Desta forma

Por outro lado, espera-se que a metodologia empregue e os resultados obtidos sirvam de base a outros trabalhos que visem prevenir que este tipo de efluentes, a médio ou longo prazo, provoquem alterações das características físico-químicas e biológicas da água e dos sedimentos, que venham a ter repercussões graves na estrutura trófica de comunidades estuarinas.

É de salientar desde já que existem muito poucos dados em Portugal referentes aos impactos causados por este tipo de exploração aquícola para as espécies em questão, pelo que houve necessidade de se recorrer em grande parte aos dados bibliográficos sobre a qualidade dos efluentes das pisciculturas existentes nos EUA e Norte da Europa, na maior parte dos casos, incidentes na cultura de salmonídeos.

2. Aquacultura

A aquacultura costeira em Portugal tem-se, de uma forma geral, desenvolvido mais lentamente que outras actividades relacionadas com a produção de alimento, apesar dos grandes potenciais que o país apresenta neste campo (Barahona-Fernandes & Dinis, 1982). Um levantamento realizado (Leite *et al.*, 1979 *in* Barahona-Fernandes & Dinis, 1982) refere a existência de 38 000 ha de zonas marinhas costeiras com boas potencialidades para a prática, mas em que apenas uma pequena percentagem se encontra aproveitada para o efeito. A implantação de unidades com a finalidade de produção de peixe requer algumas considerações, das quais muito resumidamente se destacam aqui alguns aspectos, quer de carácter positivo, quer menos favoráveis.

Aspectos positivos - da experiência actual, verifica-se pelos níveis de produção conseguidos, que Portugal tem um bom clima, com invernos suaves e verões quentes, locais biogeograficamente privilegiados, com boas condições de renovação de águas, regimes de marés com prismas moderados e uma extensa área de contacto directo com o mar. Em certos casos conseguem-se melhores níveis de produção que na costa Mediterrânica. A costa Portuguesa é relativamente rica em juvenis e / ou adultos de espécies que constituem simultaneamente hábitos alimentares tradicionais, e com especificidades favoráveis para o seu cultivo. O país apresenta ainda zonas pouco ameaçadas por poluição incompatível com o crescimento em cultivo, como sejam a costa Sudoeste e a região do Algarve (Barahona-Fernandes & Dinis, 1982), onde os efluentes, tanto industriais como urbanos, não atingem níveis significativos. Esta região é considerada suficientemente rica do ponto de vista biológico, para que certas áreas como Alvor, Ria Formosa e Castro Marim tenham sido classificadas como Reservas Naturais.

Aspectos negativos - o estado geral de degradação de várias regiões no nosso país inviabiliza esta prática, que de outra forma, potencialmente se poderia expandir. Ressalta a considerável área com potencialidades bio-geográficas, sobretudo na região Norte, em que o estado actual de poluição inviabiliza infelizmente em muitos casos o desenvolvimento desta prática. Refere-se como exemplo (Barahona-Fernandes & Dinis, 1982), os rios Minho, Cávado, Lima, Mondego, a ria de Aveiro e a Lagoa de Santo André. Outros locais são considerados ameaçados, como é o caso dos rios Tejo e Sado.

É de referir ainda a falta de uma coordenação a nível nacional para gestão de projectos ligados à aquacultura marinha ou costeira, bem como maiores apoios governamentais para a instalação de mais estações experimentais piloto de apoio à pesquisa nesta área.

2.1. Produção de proteína alimentar

A aquacultura deve ser encarada como qualquer outra actividade económica que se pretenda rentável, sendo a procura de mercado e a disponibilidade de locais aparentemente, o maior constrangimento a médio ou longo prazo, ao aumento ilimitado de produção piscícola. Neste contexto, e porque se assiste a uma grande procura, resulta uma actividade que nas últimas décadas tem conhecido um notável desenvolvimento a nível mundial.

O crescimento desta actividade deve-se a factores extrínsecos, dado que se mantém a tendência para uma maior procura de pescado, e a factores intrínsecos, como sejam a plasticidade da produção aquícola que permite fornecer o mercado de forma constante ao longo do ano, os constantes avanços tecnológicos nesta área e as elevadas taxas de produção conseguidas (Andrade, 1991).

Ainda em relação ao primeiro factor, podem-se considerar dois casos distintos mas directamente correlacionados e com repercussões na aquacultura: por um lado a necessidade de se alimentar uma população mundial em crescimento e a consequente necessidade de aumentar significativamente as capturas de pescado para fazer face às carências na alimentação humana e à maior exigência dos hábitos alimentares, e por outro o tipo de gestão de pescas que actualmente se pratica. Estas são geridas para benefício do homem (Gomes, 1992). Se bem que existam certamente casos de gestão onde a principal preocupação é salvaguardar a própria existência da população explorada, por definição, uma pescaria (Gomes, 1992) implica a captura de indivíduos pelo homem. Resulta daqui, que aliado ao carácter economicista desta actividade, não se esteja em muitos casos a salvaguardar a existência das populações de pescado capturado ao ultrapassarem-se níveis de captura máxima sustentável, não se excluindo pois, a possibilidade de colapso de certos recursos haliêuticos por sobre-exploração. Actualmente assiste-se já à depleção de stocks marinhos, com um declínio acentuado da biomassa explorada e das taxas de captura, havendo relatórios (recomendações) de organismos como a FAO (FAO, 1985) em que se refere que “no que diz respeito a recursos selvagens de pescado, ainda não se atingiu o seu limite, mas que se está muito perto dele. No respeitante a espaço para expansão da actividade, está-se limitado a stocks não tradicionais”.

Em relação aos segundos factores (factores intrínsecos), se em finais do século passado, em ligação com a revolução industrial, surgem condições no Atlântico e Pacífico Norte para a passagem da pesca a um estado de industrialização, uma série de inovações tecnológicas mais recentes vem permitir o aparecimento da aquacultura científica como uma forma alternativa de produção de proteína animal e que vai ao encontro da maior procura e exigências do mercado e da escassez que nalguns casos se faz sentir. As capturas de pescado selvagem são insuficientes para o abastecimento de

um nicho de mercado onde há preferência por indivíduos compreendidos entre os 250 e 300 grama, dimensões de “dose individual”, a que correspondem exemplares de cultivo com idades (em Portugal) compreendidas entre os 13 e 14 meses.

Não é por acaso que se vai procurar uma solução para a obtenção de proteína animal precisamente a partir do cultivo de peixe em relação a outros recursos (formas) alternativos de produção. Esta escolha tem como origem alguns aspectos que se passa sucintamente a referir. Por um lado, os peixes são considerados uma fonte superior de proteína animal. Se se considerar o grupo de nutrientes constituído pelos amino-ácidos, demonstra-se (Bell & Canterbury, 1976) que o ser humano pode utilizar 83% do peso fresco do peixe, além de que esta proteína é de elevado valor nutritivo, uma vez que contém dois amino-ácidos essenciais (lisina e metionina) que não existem em quantidades adequadas na proteína vegetal. Por outro lado, os peixes apresentam melhores taxas de conversão de energia que os animais terrestres (Lagler *et al.*, 1977), com uma eficiência de conversão de energia cerca de uma vez e meia a duas vezes superior àqueles (Bell & Canterbury, 1977). Por isso, e de uma forma geral, a produção de peixe por unidade de peso é mais rentável em comparação à de animais terrestres. A justificação para este facto, advém de que os peixes, sendo poiquilotérmicos (Lagler *et al.*, 1977) assumem a temperatura ambiente, minimizando-se os gastos em energia para manter constante a temperatura do corpo. Igualmente importante é o facto de os peixes viverem num ambiente aquático que os suporta, ao contrário dos animais terrestres que dispendem grandes quantidades de energia a desenvolver um esqueleto de suporte à gravidade e maior quantidade de energia na locomoção (McFarland *et al.*, 1990). Consegue-se assim uma boa eficiência de conversão de energia, se bem que estas taxas de conversão sejam dependentes das taxas de metabolismo e necessidades alimentares, as quais dependem por sua vez da temperatura ambiente (Lagler *et al.*, 1977). Mas com a escolha de espécies para cultivo bem adaptadas às condições do local de implantação da aquacultura, maximiza-se este potencial de produção de proteína. No caso das espécies em questão, Portugal apresenta a Sul zonas com elevadas capacidades para a aquacultura destas espécies (Barahona-Fernandes, 1980), como por exemplo os complexos lagunares de Alvor e Olhão, com a vantagem de estas espécies já existirem nesses locais com abundância no estado selvagem. Possui também muitas salinas que podem ser reconvertidas em tanques de aquacultura (Narciso, 1996) tendo havido nos últimos anos um aumento desta conversão para a produção piscícola em regime extensivo, sendo o linguado, a dourda e o robalo as principais espécies cultivadas (Sobreiro *et al.*, 1991 *in* Brogueira *et al.*, 1994).

A aquacultura é geralmente definida como a cultura de animais aquáticos até atingirem o seu tamanho comercial (Andrade, 1992) dizendo-se que existe aquacultura desde que haja pelo menos uma intervenção humana (habitualmente mais) no decurso do ciclo biológico da espécie aquática a cultivar, que não sejam as operações de recolha e

pesca (Lambier, 1969 *in* Narciso, 1987). Como sistema produtivo de bens alimentares pode ser representada segundo um modelo integrado que envolve várias etapas: o aprovisionamento, o crescimento, o processamento e a comercialização. Nota-se à partida uma interacção da aquacultura com diversos sectores da actividade económica e social, se se pensar na revitalização de uma área económica com baixa produtividade no nosso país, como é o sector primário, na criação de emprego, nas exigências de melhor formação técnico-profissional, desenvolvimento de infra-estruturas de transporte e comercialização, para além do que, há a considerar a competição pelos direitos de concessão, para a utilização de terras e águas com sectores como a agricultura, a própria pesca, turismo, etc.

Porém, como qualquer actividade humana, esta exerce um impacto sobre o meio ambiente envolvente. Este impacto pode ser abordado sobre duas vertentes: o problema da intervenção em zonas paisagísticas e ambientais (Bell, 1986) com a ocupação e reconversão de terrenos, e a influência resultante da actividade em si, no meio aquático e sedimentar envolvente. Este trabalho pretende circunscrever-se a esta última vertente.

2.2. Regimes de aquacultura e interacções com o meio.

Sob um determinado esquema de gestão e um conjunto de condições ambientais, um tanque não suporta mais que um “limite máximo” de biomassa de uma dada espécie de peixe (Gamito, 1994). Este máximo é designado capacidade de suporte, sendo determinado pelo recurso presente em menor quantidade, em relação ao que é requerido pelo peixe.

Toma-se geralmente a carga de peixe por unidade de volume de água, e o grau de intervenção no sistema, como parâmetros definidores do regime de cultivo. Assim esta produção é classificada em regime extensivo, semi-intensivo ou intensivo, resultando um aumento do valor daqueles dois parâmetros do primeiro para o último processo de crescimento. Desta forma, dado o carácter economicista inerente à actividade, assiste-se à tendência para a intensificação progressiva de regimes extensivos para regimes semi-intensivos porquanto os custos da maior intervenção são facilmente compensados com os resultados da produção. O mesmo já não se poderá dizer em relação ao regime intensivo, em que condicionantes vários, incluindo a obrigatoriedade de uma maior intervenção ao nível do tratamento de efluentes e controle rigoroso de parâmetros de qualidade das águas, poderá dificultar a viabilidade financeira do projecto (Wieniawsky, 1990 *in* Gamito, 1994).

Num regime extensivo, por definição (Brogueira *et al.*, 1994) e à semelhança do que acontece no ecossistema natural, a produção de peixe, último elo de uma cadeia trófica que se estabelece nos tanques de crescimento, é feita de forma integrada no ecossistema (os próprios tanques ?) através da interacção dinâmica de uma vasta rede de processos e de organismos em equilíbrio com o meio, sendo em última análise limitada pela produção primária autóctone dos tanques, base da cadeia trófica que aqui se desenvolve e pela entrada de materiais alóctones do estuário ou do rio nos tanques. Não se recorre à alimentação artificial e acrescida do peixe, e dado ser este equilíbrio com a capacidade do meio que limita a biomassa do último nível trófico, os níveis de qualidade dos efluentes são mantidos dentro dos níveis de assimilação (Barahona-Fernandes 1982) e auto-depuração do meio, não sendo por isso na generalidade dos casos, o regime extensivo preocupante sob o ponto de vista ambiental (Brogueira *et al.*, 1994). Na base da cadeia alimentar que aqui se desenvolve, estão os produtores primários, dos quais em tanques se destaca o fitoplâncton. Tal como nos estuários, é a base da cadeia trófica em pisciculturas dependentes da produção autóctone, sendo a produção de peixe neste caso directamente dependente da abundância média de fitoplâncton (Almazan & Boyd, 1978 *in* Boyd & Tucker, 1992).

A aquacultura extensiva tem tradição em Portugal, sendo praticada em lagoas costeiras e.g., da Ria Formosa (Gamito, 1994), em salinas desactivadas (Barahona-Fernandes, 1980) sendo nestes casos adaptadas para o efeito através de pequenas modificações no sistema de circulação de águas, ou ainda em viveiros de complexos salineiros (Narciso, 1996). Nestes últimos, os tanques de alimentação são caracterizados por terem salinidade reduzida (15-90g/l) (Narciso, 1996), elevada diversidade biológica (Davis, 1978 *in* Narciso, 1996) e elevada produção primária (Carpelan, 1957 *in* Narciso, 1996) dado que os níveis de salinidade não excluem a maioria das espécies de algas. A própria plasticidade eurihalina de muitas espécies ícticas permite o seu cultivo nas salinas.

Os níveis de produção máxima são da ordem de 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Clément & Rigaud, 1986 *in* Gamito, 1994) a 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Dinis *et al.*, 1989 *in* Gamito, 1994), sendo definidos como se disse pela capacidade de suporte do meio, em que é factor limitante o recurso presente em menor quantidade requerido pelo peixe. Por definição, neste regime não se interviria ao nível da fertilização do meio.

Assim sendo, e por que o tipo de cultura extensiva se baseia como se disse, no alimento natural disponível, assiste-se em geral a uma remoção de nutrientes, particularmente azoto (N) e fósforo (P) e, por consequência, ocorre uma diminuição da produtividade dos sistemas (Brogueira *et al.*, 1994).

Pode acontecer, porém, que nalguns casos se recorra a estratégias que permitam ultrapassar quebras na produção ou mesmo conseguir um aumento da capacidade de suporte do meio e, como tal, do volume da produção:

- Daí que por vezes se recorra à fertilização do meio aquático através da adição de nitratos e fosfatos (Bell & Canterbury, 1977; Gamito, 1994), com vista a aumentar a taxa de produção primária de fitoplâncton (Bell & Canterbury, 1977) ou do bentos (Gamito, 1994) da cadeia trófica, não havendo nunca, porém, intervenção directa no último nível da cadeia. Porém, com estes *inputs* orgânicos, as actividades metabólicas do fitoplâncton são alteradas, e influenciam as concentrações de O₂ dissolvido, de CO₂, amónia, nitritos e outras substâncias que afectam o crescimento e sobrevivência do peixe e cujos níveis são determinantes na qualidade das águas dos tanques (Boyd & Tucker, 1992), pelo que a quantidade de fitoplâncton na água condiciona indirectamente o bom estado do peixe em tanques (Boyd, 1981).

- Dado que este regime requer, no caso dos peixes, grandes extensões para cultivo (Narciso, 1987), e densidades muito baixas, é possível introduzir regimes de policultura (Gamito, 1994; Narciso, 1987), uma vez que as baixas cargas não originam fenómenos de canibalismo (Narciso, 1987). O povoamento de tanques com espécies com diferentes hábitos alimentares permite uma utilização mais eficiente dos recursos do tanque, dado que a pressão do cultivo é distribuída por diferentes níveis e nichos, e porque as excreções de uma espécie podem servir de alimento a outra. A policultura é uma técnica apropriada de aquacultura extensiva quando o objectivo é a produção de peixe a baixo custo (Gamito, 1994).

- Consegue-se ainda, com base numa estratégia de sobreposição parcial de ciclos de crescimento, maximizar a produção: através do repovoamento dos tanques com juvenis antes da captura do peixe crescido, antecipa-se o início de novos ciclos. Este procedimento é possível exclusivamente neste regime, dado que as baixas cargas presentes não estimulam o canibalismo.

Se, como se refere no ponto 2, a aquacultura *lactus sensus* é mais rentável em relação à produção de animais terrestres, pode-se dizer (Stephens, 1990 *in* Gamito, 1994) que num regime extensivo se obtêm resultados comparáveis aos da agricultura. Neste regime os investimentos e as despesas são reduzidos.

Por fim refira-se que em sistemas extensivos, a origem das larvas (Narciso, 1987) ou formas juvenis das espécies a cultivar poderá ser diversa: (i) selvagens, capturadas na natureza na estação do ano propícia; (ii) a partir de ovos desenvolvidos em ambiente controlado, mas de posturas de progenitores selvagens; ou (iii) a partir de progenitores e de ovos produzidos e criados em ambiente controlado.

No entanto, dado a aquacultura ser uma actividade económica e devido às potencialidades técnicas de intervenção no sistema, assiste-se à tendência para a intensificação progressiva de regimes de exploração extensiva, para regimes de carácter semi-intensivos, nos quais se obtêm maiores rendimentos. Casos existem em que para

determinadas espécies de valor comercial, o cultivo só pode mesmo ter sucesso recorrendo a métodos mais intensivos, que conduzem em geral, a um aumento da produtividade dos meios receptores, sendo esse aumento dependente, entre outros factores, da quantidade e do tipo de alimento fornecido e do seu maior ou menor aproveitamento.

Num regime semi-intensivo assiste-se a uma maior e mais directa intervenção no sistema. Procede-se a *inputs* de diversa natureza que visam aumentar a carga de peixe. Recorre-se (i) à administração de rações para ultrapassar problemas de ordem vária, na maior parte dos casos resultantes das próprias cargas, (ii) a eventuais desinfecções e tratamentos preventivos e/ou curativos e (iii) ao manejo dos animais para amostragens, triagens e capturas. Desta actividade resultam *outputs* mais críticos lançados no meio (Hussenot & Martin, 1995) e actualmente só excepcionalmente quantificados, e problemas comportamentais do peixe que acabam por ser determinantes do limite de intervenção (Narciso, 1996).

Ao actuar directamente ao último nível trófico de uma cadeia que, como se disse, se pode considerar natural para os regimes extensivos, num regime semi-intensivo rompe-se o elo com o último nível trófico - o peixe - sendo portanto o ambiente artificializado e mais dependente de uma gestão mais interventora. As cargas de peixe não são como tal limitadas pela capacidade de suporte natural do meio, mas mais fortemente por factores de tensão fisiológica (*stress*), que debilitando o peixe o torna mais susceptível a contaminações e infecções devidas a organismos patogénicos oportunistas, e por fenómenos de canibalismo. O canibalismo ou predação intra-específica (Narciso, 1996), é um comportamento que é necessário avaliar, especialmente em períodos precoces do desenvolvimento animal. Sendo ainda escassos o conhecimento e o entendimento deste comportamento, não se procura aqui uma explicação para a ocorrência deste fenómeno, observado nesta piscicultura, mas porém, não deixa de ser significativo referir que foram encontrados durante as capturas (cf. 4.3.) animais em estados pós-larvares com escoriações resultantes deste comportamento.

Demonstra-se de seguida, como a própria carga de peixe pode funcionar em última análise como factor de auto-regulação da população no tanque, e como tal limitante da produção na piscicultura, porquanto aquela é apontada como uma das causas possíveis para a ocorrência de canibalismo, tal como foi observado *in situ*.

Um animal canibal poderá ser considerado como o indivíduo que causa a morte e consome total ou parcialmente outro conspecífico. Segundo Narciso (1996), embora muitos factores pareçam poder induzir comportamentos canibalísticos, todos eles poderão ser agrupados em duas categorias - factores genéticos e comportamentais - sendo a última induzida fundamentalmente por factores ambientais limitantes.

Quanto ao primeiro caso, o principal factor genético parece ser a variação de tamanhos dentro da população, ditadas por diferenças genotípicas que se irão expressar em diferentes taxas de crescimento individuais, de forma que pequenas diferenças iniciais (cf. 4.3.) se vão acentuando ao longo do crescimento, sobrevivendo factores de dominância social que causam hierarquização e territorialidade (Narciso, 1996), que irão propender para relações de agressividade que podem levar a este tipo de fenómenos.

No entanto também vários factores ambientais, particularmente se forem limitantes, poderão condicionar os padrões de comportamento dos animais, induzindo o canibalismo em maior ou menor grau. Os factores apontados como primordiais (Fox, 1975; Katavic *et al.*, 1989 *in* Narciso, 1996) são a disponibilidade e perfil nutricional do alimento, frequência da alimentação, densidade da população, disponibilidade de refúgios, turbidez da água, intensidade luminosa e dispersão de tamanhos.

Por outro lado, os níveis de nutrientes tóxicos na coluna de água resultantes do incremento da carga de peixe, exercem uma tensão fisiológica no peixe, que é *per se* condicionante do acréscimo dos níveis de produção.

Do que foi dito, conclui-se que a aparente facilidade em intensificar cada vez mais um regime semi-intensivo com vista a maiores produções, estará à partida limitado pelos padrões comportamentais e de resistência do peixe. Estas dificuldades poderão ser ultrapassadas em condições muito controladas, assistindo-se a cargas muito superiores em regimes intensivos, mas nos quais, e por definição, se intervém de forma muito mais directa ao nível de outros parâmetros. Pode-se dizer, como tal, que aspectos comportamentais, e entre outros factores, a qualidade das águas e sedimentos no caso de tanques de terra, limitarão a capacidade de produção num regime semi-intensivo. Uma boa distribuição do alimento, renovação de águas e triagens para separar indivíduos por tamanhos, são prática corrente em regimes semi-intensivos e que visam minorar este fenómenos.

Neste tipo de cultura, porém, e ao contrário do que já acontece em regimes intensivos, não se intervém na gestão da temperatura da água. Sendo o crescimento do peixe grandemente limitado pela temperatura, (Chevalier, 1980 *in* Leitão, 1991; Lagler *et al.*, 1977) este é, diferente de unidade para unidade, consoante a climatologia da região de implantação da unidade (Barnabé, 1976). Pode-se dizer, então, que para além da temperatura, que é condicionante, será o grau de intervenção no sistema que define o intervalo dos valores de capturas. Pousão-Ferreira (1988 *in* Gamito, 1994) aponta valores da ordem de 1 a 2 ton ha⁻¹ ano⁻¹ na costa Algarvia.

Ainda neste sistema, as larvas ou formas juvenis são sempre obtidas a partir de progenitores e de ovos produzidos e criados em ambiente controlado (Narciso, 1987), requerem-se áreas para engorda menores que no anterior, e em resumo, as densidades

são mais elevadas devido à introdução do suplemento alimentar. Assiste-se a um acréscimo do investimento e de despesas, mas obtêm-se níveis de produção muito mais elevados.

Desta gestão mais interventora, resultam *outputs* de vária ordem com maior significado nas águas dos tanques, e que, eventualmente sem serem objecto de tratamento, são lançadas no meio aquático envolvente da piscicultura.

A produção de peixe em regime intensivo em tanques não é no entanto, economicamente justificável, considerando os grandes custos de produção (Wieniawsky, 1990 *in* Gamito, 1994). Num regime intensivo, procede-se ao controle total dos principais parâmetros da cultura - qualidade da água nos tanques e obrigatoriamente do tratamento dos efluentes. Nos tanques inclui-se em muitos casos a temperatura, para obter valores óptimos de crescimento, encurtando o ciclo produtivo e permitindo a diminuição da sazonalidade de produção, e ao controlo interno da qualidade dos progenitores, ovos, e alevins. Como forma de baixar custos, em muitos casos e quando possível procede-se à implantação destas unidades em áreas contíguas a centrais termoeléctricas ou de outro tipo, que utilizem sistemas hídricos de refrigeração, aproveitando-se estas águas aquecidas para otimizar a produção (23 a 25 °C para *D. labrax* e *S. aurata*).

Assiste-se à gestão de um ciclo completo, iniciando-se os ciclos destas unidades em maternidades com a produção de juvenis, seguindo-se a engorda até às dimensões comerciais. A existência de maternidades neste sistema é mais imperativo que nos anteriores, pois sendo o crescimento mais rápido e as cargas maiores, o número de larvas a serem capturadas no meio natural poderá não ser suficiente para fazer face às necessidades.

Uma aproximação aos resultantes desta actividade deverá ser perspectivada em relação aos impactos no ambiente envolvente (neste caso estuarino) mas não descurando a própria zona de intervenção. Se a qualidade dos efluentes exerce a sua influência no meio estuarino, a qualidade dos sedimentos na piscicultura é por outro lado um factor crucial no sucesso do cultivo (Chamberlain, 1988; Hussenot & Feuillet Girard, 1988; Chien, 1989; Morales *et al.*, 1990; Boyd, 1991, 1992; Peterson & Daniels, 1992 *in* Hussenot & Martin, 1995). Nem todas as feses, restos de alimentos ou outros detritos orgânicos são carreados nos efluentes (Krom *et al.*, 1985a *in* Hussenot & Martin, 1995). Parte permanece no sistema. A acumulação desta matéria orgânica e os produtos da sua mineralização baixam a qualidade do sedimento. Por sua vez produtos da mineralização do sedimento como amónia (NH_4^+), dióxido de carbono (CO_2) ou sulfureto de hidrogénio (H_2S) difundem-se para a coluna de água, baixando a qualidade desta e sendo por isso um factor condicionante de crescimento do peixe (Hussenot & Martin, 1995). A qualidade do sedimento pode degradar-se durante um só ciclo de crescimento, ou mais

gradualmente ao longo de vários ciclos sucessivos no mesmo tanque. Este grau de degradação depende da intensidade do cultivo, que na prática corresponde ao *input* da matéria orgânica no sistema, da taxa de renovação de água e da utilização ou não de arejadores da coluna de água (Avnimelech *et al.*, 1992; Kochba *et al.*, 1994 *in* Hussenot & Martin, 1995). Quer isto dizer, que a fraca circulação que no geral se estabelece nos tanques, leva à concentração de matéria orgânica no seu interior, sendo portanto de avaliar o papel dos sedimentos na produção primária destes sistemas. O sedimento, no geral muito fino, torna-se com frequência anóxico, prevalecendo um ambiente redutor nas camadas imediatamente abaixo da camada superficial, fina, por grande consumo de oxigénio por via orgânica. Particularmente nesta actividade, a dimensão do impacto no meio estuarino e a qualidade da água poderá ter como causa próxima o regime de produção definido para a piscicultura.

3. Ecologia das espécies cultivadas

Espécies a crescer em micro-habitats espacial e temporalmente semelhantes, possuem um padrão histórico de vida similar (Barbour *et al.*, 1987). Sendo o processo de especiação complexo, lento, contínuo e longo, resultado do somatório de processos micro-evolutivos de selecção adaptativa acumulados ao longo do tempo, i. e., podendo o padrão histórico de vida de um organismo ser encarado como uma série de caracteres co-adaptados, cujas funções são complementares e realçam (potencializam) o sucesso de crescimento e reprodução num ambiente específico, espera-se que alterações bruscas de ambiente se reflectam num menor *fitness* dos indivíduos. Se bem que existam sempre diferenças entre habitats (ocupados pela) para a mesma espécie, essas diferenças (são) deverão ser suficientemente pequenas para poderem ser toleradas (plasticidade)(por uma) pela espécie em questão, reflectindo contudo os organismos essas diferenças (ao nível do fenótipo). Daí que quando se criam estruturas artificiais de crescimento haja a necessidade de se criarem ambientes artificiais semelhantes aos naturais, ou então de introdução nesse ambiente de espécies cujo habitat natural se assemelhe ao do crescimento.

Neste contexto, as espécies aqui cultivadas encontram na região condições ambientais de crescimento de acordo com as suas exigências eco-fisiológicas.

Os parâmetros eco-fisiológicos de adaptação mais determinantes para *Dicentrarchus labrax* e *Sparus aurata* são a temperatura e a salinidade, que condicionam directamente a alimentação (crescimento) e a maturação de gónadas (reprodução) (Leitão, 1991; Narciso, 1996). Não foram encontrados dados relativos a tolerâncias a amónias.

Dicentrarchus labrax Linneu 1758 (robalo) é um teleósteo perciforme, pertencente à família Moronidae. Trata-se de um peixe euritérmico e eurihalino, podendo-se encontrar em águas costeiras com temperaturas de 5 - 6 °C até temperaturas superiores a 27 °C (Barnabé, 1976), que penetra em estuários e lagoas costeiras, suportando um intervalo de salinidade de 0,5 g/l (Chervinsky & Shapiro, 1980 *in* Leitão, 1991) até 90 g/l (Quero, 1984 *in* Leitão, 1991). Surge no Atlântico Nordeste desde a costa de Marrocos (30° Lat. N) até ao Mar da Irlanda, Mar do Norte e Mar Báltico (60° Lat. N).

A sua distribuição natural reflecte alguns aspectos da sua ecologia, aspectos esses que terão interesse para a escolha de locais de cultivo. Em ambiente natural a maturação das gónadas está condicionada pelo arrefecimento das águas, dando-se a reprodução no período do ano em que as temperaturas oscilam entre os 11 e os 14 °C (Leitão, 1991), existindo uma temperatura abaixo da qual a reprodução não se dá, que, segundo Barnabé (1976) é de 7 °C embora Devauchelle (1976 *in* Leitão, 1991), refira o

valor de 9,5 °C. Ainda segundo Barnabé (1976 *in* Leitão, 1991), existe um valor crítico de temperatura mínima abaixo do qual *D. labrax* não se alimenta, e que é de 7 °C. No caso particular de culturas em regimes semi-intensivos estas referências terão mais significado no que diz respeito à alimentação uma vez que nos tanques de engorda não há controle de temperatura nem ocorre reprodução, conquanto nos tanques de reprodutores, menores, esse controle é mais viável, ou ainda porque a reprodução, como anteriormente referido, pode ser artificialmente induzida, independentemente da temperatura.

Porém, as águas costeiras em Portugal apresentam intervalos de variação destes parâmetros mais estreitos do que os extremos referidos e no caso particular das águas do estuário do Mira que alimentam a piscicultura, marcadamente poli-euhalinas e temperadas (cf. 6.2.1.), sendo igualmente habitat natural de populações selvagens da espécie ao longo de todo o ano. Daqui resulta que as variações naturais dos valores destes parâmetros dentro dos tanques estejam bem dentro dos limites de plasticidade da espécie. Questão diferente se porá em relação aos tanques de reprodutores, que eventualmente serão objecto de intervenção, para condicionar, se necessário artificialmente, o período reprodutor.

Sparus aurata Linneu 1758 (dourada) é um teleósteo perciforme, pertencente à família Sparidae. Trata-se igualmente de um peixe euritérmico e eurihalino, que na primavera penetra nas lagoas litorais ou nos estuários onde encontra uma grande abundância de animais bentónicos dos quais se alimenta (Grassé, 1958 *in* Pessoa, 1980), regressando no inverno ao mar para se reproduzir. Os limites conhecidos de tolerância à temperatura das águas estão compreendidos entre os 5 °C e os 32 °C e para a salinidade entre 4 e 70‰ (Cnexo, 1983 *in* Seixas, 1988).

A sua distribuição geográfica no Atlântico Leste vai até ao Golfo da Biscaia. Existe igualmente no Mediterrâneo (Cambell, 1985). Esta espécie, como no caso de *D. labrax* sofre uma adaptação fisiológica sincrónica com a evolução climática anual, tendo um comportamento reprodutivo cíclico, em que a temperatura é um dos factores condicionantes. No entanto, em aquacultura as dimensões de captura são atingidas antes da primeira época de reprodução, que na natureza ocorre por volta dos dois anos de idade (Chauvet, 1984 *in* Seixas, 1988). O seu êxito na aquacultura deve-se à sua elevada taxa de crescimento, permitindo obter tamanhos comerciais ao fim do primeiro ano de cultivo (Mazzoa & Rallo, 1981 *in* Seixas, 1988). Uma das vantagens desta espécie reside no facto de o seu ciclo biológico ser completo em cativeiro (Gordin & Zoar, 1978 *in* Seixas, 1988). No estuário do Mira existem igualmente populações selvagens de *S. aurata* ao longo de todo o ano. No meio natural alimenta-se preferencialmente do bentos, ingerindo essencialmente gastropodes, bivalves, mas também crustáceos

(Gamito, 1994), resultando destes hábitos alimentares nos tanques, uma contínua ressuspensão do sedimento.

Pelas mesmas razões apontadas para *D. labrax*, observa-se que este local de cultivo reúne condições ambientais dentro dos limites de tolerância das espécies. Poder-se-á relegar para outros estudos, no entanto, a proximidade dos valores dos parâmetros na região, aos valores considerados ótimos para se terem taxas de crescimento máximo.

4. Caracterização da Piscicultura

A unidade objecto deste caso-estudo dedica-se ao cultivo de peixes marinhos - *Dicentrarchus labrax* (robalo) e *Sparus aurata* (dourada), em regime semi-intensivo, com utilização directa de águas estuarinas. A empresa procura actualmente ser autónoma em todo o processo de produção, efectuando todos os passos do ciclo de vida, o que inclui o cultivo de adultos reprodutores e a obtenção de ovos para posterior desenvolvimento e crescimento de peixe até à idade aproximada de 24 / 30 meses, altura em que é vendido no mercado para consumo. O fomento e o investimento na parte reprodutora justifica-se, em parte, no sentido de obter uma maior independência a externalidades, como flutuações de preços e escassez ou faltas (pontuais, sazonais) de matéria-prima biológica (juvenis) no mercado. O sucesso da fase reprodutora não é porém, ainda garantido, dado que esta é a fase da produção que implica os riscos mais elevados, pois algumas das etapas deste processo são muito sensíveis e não estão ainda do ponto de vista bio-tecnológico, bem esclarecidas. Daí que sejam ainda poucos os produtores que arriscam a produção de larvas, recorrendo portanto, exclusivamente à compra de alevins para início do ciclo de produção.

Até finais de 1994 a empresa excluía igualmente deste ciclo a fase de reprodução, optando por adquirir (inicialmente no mercado interno, mas actualmente a sondar o mercado europeu) alevins para início do ciclo de produção. Actualmente, e com o projecto da maternidade em pleno funcionamento, as duas espécies de larvas aqui obtidas constituem parte significativa do peixe incorporado nos tanques de pré-engorda, vendo-se assim reforçada a sua política de autonomia face ao mercado.

Todas as estruturas e instalações de projecto já concluídas e alguns pormenores pontuais ainda em execução, visam ser o suporte de todas as actividades aqui desenvolvidas, com vista à colocação no mercado, de peixe com qualidade competitiva.

Ao localizar a piscicultura neste local o objectivo primordial foi o do reaproveitamento de espaço existente - salinas desactivadas - não se requerendo para tal uma intervenção *de novo* no ecossistema envolvente do estuário. Inicia-se uma produção a pequena escala, em regime extensivo, constatando-se então as boas características da região: águas estuarinas de relativo oligotrofismo (Bettencourt *et al.*, 1992), particularmente pouco poluídas e com qualidades biológicas e físico-químicas que se vieram a revelar compatíveis com a produção das espécies pretendidas, partindo-se então para uma produção a uma escala mais intensiva. A partir do momento em que foi possível partir-se de uma base de reconversão de infra-estruturas já existentes, ultrapassaram-se em parte impactos inerentes à fase de construção, como sejam a movimentação de terras e alteração da morfologia do terreno, minimizando-se alterações que constituem impactos negativos, de outro modo necessárias, na qualidade visual da paisagem pela implantação da piscicultura.

Neste contexto, e caso não se venham a registar impactos negativos dos efluentes, pode-se mesmo considerar positivo o aproveitamento de estruturas - um recurso - existentes e na altura desaproveitadas, com uma base de funcionamento e requisitos algo semelhantes aos requeridos para uma piscicultura. A hidrodinâmica das salinas baseia-se na circulação de água por diversos tanques inter-comunicáveis em que vai adquirindo salinidades crescentes. A água entra no primeiro reservatório, denominado tanque de alimentação, e seguidamente vai passando para outro tipo de tanques, os tanques de evaporação. Neste caso concreto, o antigo tanque de alimentação mantém essa função, e os tanques de evaporação, após um redimensionamento e alteração de cotas e muros, constituem actualmente os tanques de engorda. O esquema de alimentação mantém-se basicamente o mesmo, por influência das marés, com a diferença que a renovação das águas é bi-diurna, em circuito aberto, sem grande tempo de permanência das águas dentro do circuito.

Na zona de implantação da piscicultura, na margem Norte do estuário, predomina a sua orientação virada a Sul, do que resulta uma elevada exposição solar, conferindo-lhe elevada luminosidade e aquecimento das águas a temperaturas superiores às do estuário, e mais próximas dos óptimos de temperatura de crescimento destas duas espécies. A elevada luminosidade compensa a grande turbidez observada nas águas dos tanques, podendo potenciar a produção primária autóctone (Narciso, 1996).

A data de início do processo de reconversão das salinas foi 1987, tendo-se iniciado a actividade do cultivo, ainda em fase parcial e em regime extensivo, nesse mesmo ano. Em 1992 conclui-se o 1º ciclo de produção em semi-intensivo e em 1994 conclui-se o 2º ciclo igualmente em semi-intensivo.

4.1. Sectores de produção, tipo e número de tanques

Diferentes fases de desenvolvimento ao longo de um ciclo de vida, implicam que numa aquacultura como a presente, se possam considerar 3 grandes sectores cronologicamente relacionados: (i) maternidade - uma unidade dedicada à reprodução propriamente dita e primeiros estádios de desenvolvimento, em que o ciclo vai desde a eclosão do ovo aos 2 g; (ii) pré-engorda - com crescimento dos 2 aos 20 g; e (iii) - engorda, dos 20 g até ao tamanho comercial de cerca de 400 g.

Em termos de certa forma arbitrários, mais por razões práticas do que por reflexo de compartimentalização rígida do processo biológico de desenvolvimento, pode-se igualmente subdividir o ciclo em 7 fases: 1) condicionamento de reprodutores; 2) postura; 3) incubação de ovos; 4) cultivo larvar; 5) cultivo pós-larvar; 6) pré-engorda e 7) engorda.

Esta dinâmica implica a utilização em cada fase de um ou mais tipos de tanques, significando isto, a existência ao todo, de uma diversidade significativa de tanques, com características específicas para o fim a que se destinam, e a necessidade de se proceder a transferências dos indivíduos ao longo do ciclo.

(i) Maternidade

Na maternidade realizam-se as cinco primeiras fases do ciclo. Procuram-se aplicar os conhecimentos tecnológicos mais recentes sobre reprodução e manipulação de indivíduos nos primeiros estádios de desenvolvimento, com base no conhecimento da biologia destas duas espécies, sendo dado adquirido que estes conhecimentos são condição *sine qua non* para o sucesso dos resultados da reprodução.

O edifício da maternidade engloba: (1) uma zona de tanques de reprodução de adultos reprodutores de robalo e dourada, incubadoras, tanques larvares, tanques pós-larvares, e (2) uma área de produção de alimento vivo para os primeiros estádios de desenvolvimento de novos indivíduos: sala de microalgas, sala de rotíferos e sala de *Artemia*.

Sem se abordar pormenores de ordem técnica, referem-se os passos mais significativos do processo de reprodução do robalo / dourada executado na maternidade, bem como algum do equipamento e sistemas de apoio.

A obtenção dos ovos é feita a partir de um stock de animais selvagens, mantidos em tanques de terra exteriores à maternidade, com condições naturais de água, sendo os exemplares seleccionados para a reprodução, transferidos para os tanques de reprodução integrados na maternidade. Fora da época natural de reprodução, esta é induzida de diversas formas, nomeadamente alteração artificial de fotoperíodismo e temperatura ou através da injeção de hormonas gonadotróficas.

A postura e fecundação têm lugar dias depois. Segue-se a separação das fêmeas dos ovos. Após a eclosão, as pré-larvas são transferidas para os tanques de cultivo pré-larvar. Inicia-se o processo de alimentação. Nestes primeiros estádios de desenvolvimento o processo é sensível, atravessando várias etapas, em que nalguns casos, a alteração do tipo de alimento é causa de mortalidades elevadas. Tem-se inicialmente alimentação endógena à custa das reservas vitelinas do ovo; segue-se a administração de alimento vivo, estimulador do instinto predador das pré-larvas, e sucede-se um período de transição, primeiramente alimento inerte + vivo e depois já só inerte. A adaptação ao alimento inerte é por vezes uma fase problemática, não se obtendo resposta dos indivíduos a grânulos inertes na coluna de água.

Na maternidade existe algum equipamento e sistemas de apoio à execução destas fases:

- bombas para a captação de águas estuarinas, sendo a renovação das águas feita em circuito aberto, contínuo; é uma forma de evitar descargas pontuais de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica;

- unidades de filtração e outros tratamentos da água dada a sensibilidade dos organismos a crescer quer na unidade de fito-zooplâncton, quer nos tanques de cultivo larvar e pré-larvar;

- um sistema de caldeiras para aquecimento da água, dado que a temperatura é um dos factores que mais influência tem em todas as etapas do processo de cultivo. As águas na maternidade não podem estar dependentes das flutuações de temperatura observadas no estuário, pelo que, particularmente no inverno se recorre ao seu aquecimento;

- procede-se a descontaminações e desinfecções diárias ou periódicas das instalações. Aqui procure-se a utilização de desinfectantes o mais isentos possível de amónias, o que nem sempre é encontrado no mercado;

- como medida de rastreio, são ainda efectuadas análises bacteriológicas regulares à água destes tanques.

- oxigenação das águas - a fim de evitar que se atinjam níveis críticos de baixo teor de oxigénio, todos os tanques são objecto de monitorização rigorosamente calendarizada, embora com ritmo diferente consoante os sectores.

(ii) Pré-engorda

A fase de pré-engorda desenvolve-se em regime intensivo, no exterior, em 18 tanques de fibra, com uma volume total de 1200 m³, para os quais são transferidos os alevins provenientes da maternidade, ou se fôr o caso, onde são introduzidos no ciclo de produção, alevins adquiridos no mercado. Os alevins são separados por espécies para evitar perdas no alimento, dado o seu comportamento alimentar diferenciado. Qualquer perda de alimento, resultará no seu lançamento quase directo nas águas do estuário, dado que aqui, o tempo de permanência das águas é mínimo.

A pré-engorda processa-se em regime de circulação aberta de águas, com renovação contínua, com oxigenação forçada da água, quer através de ar atmosférico comprimido, quer de O₂ puro, observando-se valores de cerca de 80% para o teor de O₂ à saída dos tanques.

- o procedimento de oxigenação forçada tem como finalidade manter os níveis de oxigenação da água destes tanques dentro dos limites apropriados, impedir a eutrofização do meio e para obrigar o peixe a movimentar-se. A oxigenação processa-se através da injeção directa de O₂ puro ou ar atmosférico através de mangueiras junto ao fundo, ou por descarga de água a partir de tubagem PVC perfurada igualmente colocada no fundo. Estes dois procedimentos provocam uma circulação rotativa e contínua das águas sempre no mesmo sentido, o que *per si* contribui também para esta limpeza, ao impedirem a sedimentação de partículas e favorecendo a degradação de matéria orgânica, dificultando a fixação de algas às paredes dos tanques. A taxa de injeção de ar é ajustada consoante as leituras de % O₂ que são feitas em cada duas horas ao longo das 24 horas; sendo estes tanques pequenos e estando situados no exterior, observam-se grandes variações na temperatura da água ao longo do ciclo solar diurno, sobretudo na primavera, dadas as já elevadas taxas de radiação solar diurnas e o ainda acentuado arrefecimento nocturno.

- o procedimento de renovação das águas contribui para uma remoção de restos de alimentos e fezes minimizando assim a sua acumulação. Procedem-se ainda diariamente a purgas, com esvaziamento parcial dos tanques, em que o fundo e paredes são raspados, seguindo-se a aspiração. A renovação da água que geralmente é constante, nestas situações é acrescida.

- a alimentação do peixe é executada de duas formas: 50% manual e 50% automática, e apenas durante o período de luz solar. Na alimentação manual, o alimento - migas - é lançado de forma compassada, procurando evitar a sua concentração num mesmo local, com perdas para o fundo tanque, e de forma a que o peixe seja homoganeamente alimentado. Alternativamente, a alimentação é feita através de alimentadores do tapete, automáticos. Constata-se que o processo manual é mais eficaz, por levar a uma maior estimulação e atracção do peixe, que cria hábitos alimentares em relação a quem faz a distribuição do alimento, e por se verificarem menores perdas.

A carga de alimento em qualquer destes procedimentos é calculada em função de 1) espécie; 2) peso unitário; 3) biomassa total no tanque.

(iii) Engorda

A fase de engorda processa-se em tanques de terra de grandes dimensões (Fig.) em regime de cultivo semi-intensivo, alimentados por água proveniente directamente do estuário, em regime de circulação aberta.

Existem 5 tanques, que estão arbitrariamente numerados de #1 a #5:

Tanque nº	sp em cultivo	Área aprox.
#1	Peixe selvagem	3,5 ha
#2	Robalo	“
#3	Dourada	“
#4	Dourada	“
#5	a mineralizar	“

Cargas iniciais aprox. : não estimadas

Cargas finais aprox. : 1,0 Kg m⁻³

- o procedimento de limpeza destes tanques incide basicamente na remoção de grandes quantidades de lixo que entra do estuário, apesar dos mecanismos construídos para o evitar, e na limpeza das comportas de entrada e de saída de água. Para este último efeito, diariamente e com a ajuda de meios mecânicos (gruas), são levantadas e raspadas grelhas em arame forte inox colocadas imediatamente antes das comportas de entrada geral de água para a piscicultura e de entrada para cada um dos tanques. Observa-se nestas grelhas uma forte acumulação de material alóctone transportado pelas águas do rio, principalmente plásticos e restos vegetais (não se procedeu à sua identificação), por vezes de dimensões apreciáveis e em grande quantidade sobretudo após períodos de chuvas intensas. Este procedimento destina-se a evitar a colmatação das grelhas das comportas. Por outro lado, fomenta-se o crescimento de vegetação esporófitas que cresce em abundância nos muros dos tanques, acima da cota máxima das águas. A presença destas plantas é tolerada, na medida em que o seu sistema radicular retém os solos, impedindo uma maior erosão dos muros devida a chuvas e à ondulação das águas

causada pelos ventos, com conseqüente introdução de lamas dos muros no fundo dos tanques.

Muito pontualmente procede-se à remoção de peixe morto com um camaroeiro, e que geralmente, dada a incidência de ventos por períodos mais ou menos prolongados com a mesma direcção, acaba por vir a encostar a um dos muros dos tanques.

- oxigenação - nos tanques de engorda, este procedimento é apenas pontual, dado que são mais facilmente previsíveis os períodos de menor concentração de O_2 nas águas. Com carácter predominantemente sazonal, ocorrem situações de menores teores de O_2 (aceitáveis até 70%), resultantes da conjugação de diversos factores, nomeadamente, no verão devido ao aumento da temperatura da água, e se houver coincidência com marés mortas, altura em que a taxa de renovação da água é menor, e ao amanhecer, após o período nocturno de processos respiratórios. Mais pontualmente no inverno, altura em que em situações de descarga estuarina excepcional, originadas por períodos de elevadas pluviosidades, as comportas de entrada de água são mantidas fechadas por alguns dias a fim de impedir a entrada de matéria vária transportada pelo rio, nomeadamente detritos sólidos em suspensão, poluição química e água doce. O aumento do tempo de residência da água dos tanques condiciona os teores em O_2 , num regime em que a produção de O_2 interno é baixa. Nestas situações são ligados arejadores de pás rotativas montados em jangadas flutuantes. De qualquer forma, não se assiste à descarga de águas para o estuário, com teores muito baixos em O_2 .

- alimentadores - em cada extremidade dos tanques (Fig.1) foi construído um pontão em madeira que permite o acesso a uma zona relativamente afastada da margem. Nessa extremidade existe um depósito cilíndrico para armazenamento da ração, na base do qual existe um sistema eléctrico automático de alimentação. Contudo, a alimentação é sempre executada manualmente. Este processo decorre duas vezes ao dia, e revela-se propositadamente moroso, para maior eficácia, dado que no início de cada período de alimentação há a necessidade de chamar a atenção do peixe (que necessariamente se dispersa por locais afastados destes pontos, dadas as grandes dimensões dos tanques). Estando *a priori* definida a quantidade de alimento a distribuir em cada período de alimentação, de acordo com tabelas de alimentação, comportamento do peixe, marés etc., consegue-se num processo manual que todo o peixe seja alimentado de uma forma uniforme. Para tal, o alimento é lançado a grande distância, com lançamentos regulares, mas espaçados no tempo, de forma a aumentar a área de dispersão, evitando excessos de alimento por unidade de área, o que, a acontecer, impediria que fosse ingerido durante o tempo de residência na coluna de água, ocorrendo então perdas e acumulação indesejada de matéria orgânica no solo dos tanques.

Concluindo, quer para tanques de pré-engorda, quer de engorda, o método manual parece resultar mais eficaz, por permitir uma distribuição mais homogênea do

alimento, maior número de peixes alimentados, evitando mortalidade por insuficiência alimentar ou mesmo fenómenos de canibalismo, e redução de *inputs* desperdiçados para o sistema, que acumulando-se no fundo, constituem uma carga considerável de matéria orgânica a ser mais tarde, mineralizada ou não, descarregada no estuário.

4.2. Processo de captura do peixe

Descreve-se o processo de pescaria observado para o tanque # 3, contíguo ao tanque #4 objecto deste estudo de caso, uma vez que o ciclo de crescimento neste último não estava concluído na altura da realização deste trabalho. Revelou-se um processo muito sensível para a qualidade das águas, por provocar uma ressuspensão do sedimento de fundo para a coluna de água. Nestas ocasiões é de prever uma alteração significativa da qualidade das águas à saída dos tanques submetidos a regimes de arrasto.

O processo de pescaria consiste num arrasto feito com uma rede de malha fina, com bóias de flutuação no lado superior e chumbadas junto ao fundo, com um comprimento igual ao da largura do tanque e altura igual à profundidade do tanque. A rede cobre assim toda a coluna de água.

Alguns dias antes procede-se a um esvaziamento parcial do tanque, para o que é fechada a comporta de entrada de água, permanecendo aberta apenas a comporta de saída durante a baixa-mar, aproximando assim o nível de água do tanque ao da cota mínima desta comporta. Uma menor altura da coluna de água facilita o arrasto.

O peixe, por razões de gestão da pescaria, e pela natureza do próprio arrasto, que não tem uma eficiência de captura de 100% numa só execução, não é capturado na sua totalidade numa só passagem da rede. Consegue-se desta forma articular o arrasto com a capacidade de laboração das secções a juzante.

Desta forma, após um primeiro arrasto executado num determinado sentido, sempre ao longo do maior comprimento do tanque, o peixe fica confinado numa das extremidades do tanque. Aqui, para gerir o volume das capturas, utiliza-se uma segunda rede para arrasto de apenas parte desta área primeiramente definida. Consoante o escoamento na secção de embalagem, executam-se novos arrastos nesta mesma área. Este procedimento pode prolongar-se por vários dias. Por fim, esgotado o peixe do primeiro arrasto, sucedem-se os necessários, em sentidos alternados ao longo do tanque, até se considerar poder-se dar a pescaria por concluída.

Após o confinamento do peixe à área anteriormente definida, todo o processo que se segue desenrola-se celeremente com vista a um acondicionamento rápido do peixe. Este é retirado do tanque num chalavar manobrado por meios mecânicos e

humanos e imediatamente colocado em tanques de fibra de vidro procedendo-se de seguida à fase de embalagem.

4.3. Infra-estruturas de apoio

Como infra-estruturas de apoio a toda esta actividade, refira-se a existência de:

- uma oficina de apoio em que são efectuadas todas as operações de rotina necessárias para o normal funcionamento da piscicultura. Trata-se de uma secção praticamente auto-suficiente no que diz respeito às necessidades de manutenção técnica da empresa, possibilitando uma rápida resposta às avarias rotineiras do sistema e uma redução nos custos de manutenção, evitando recorrência a mão-de-obra exterior à empresa. Além da manutenção de equipamentos, são também construídos alguns dos equipamentos mais simples, tais como: tubagens várias, redes para comportas, mesas de triagem manual, etc.

- um armazém de ração para acondicionamento das sacas de ração. Devem ser evitadas a exposição à radiação solar, calor e humidade.

Considera-se importante conjugar uma perspectiva económica de eficiência alimentar com o carácter potencialmente poluente do alimento administrado. Juntamente com as fezes, a ração não ingerida ou parcialmente dissolvida para o meio, constitui o maior *input* de matéria orgânica para as águas em circulação com o estuário.

Neste sentido, este binómio economia/poluição deverá ser abordado de forma a que a escolha da ração contemple uma alimentação equilibrada para o peixe, que vá ao encontro das suas necessidades alimentares, optimizando a taxa de conversão alimentar e consequentemente os lucros, e simultaneamente seja não poluente. As propriedades que se devem considerar serão (Pillay, 1990) a composição química da ração, a granulometria, cor e paladar para ser aceite pelo peixe, e ainda o seu tempo de residência na coluna de água (densidade) e compactação, de forma a minimizar quer perdas totais, quer a sua dissolução (estabilidade) na água antes da ingestão.

4.4. Considerações finais

Como é óbvio, um empreendimento desta natureza, traz consigo alguns benefícios sociais e económicos a nível local e regional, não só pontualmente pela construção propriamente dita (necessidade de mão-de-obra e materiais de construção), como em continuidade, pela criação de emprego numa zona pouco desenvolvida e com grande sazonalidade. Pode igualmente induzir melhorias a montante (fornecedores) e a

jusante - acesso a tecnologias mais avançadas, servindo de ponto de referência e de partida para métodos de produção científica e tecnologicamente mais avançados.

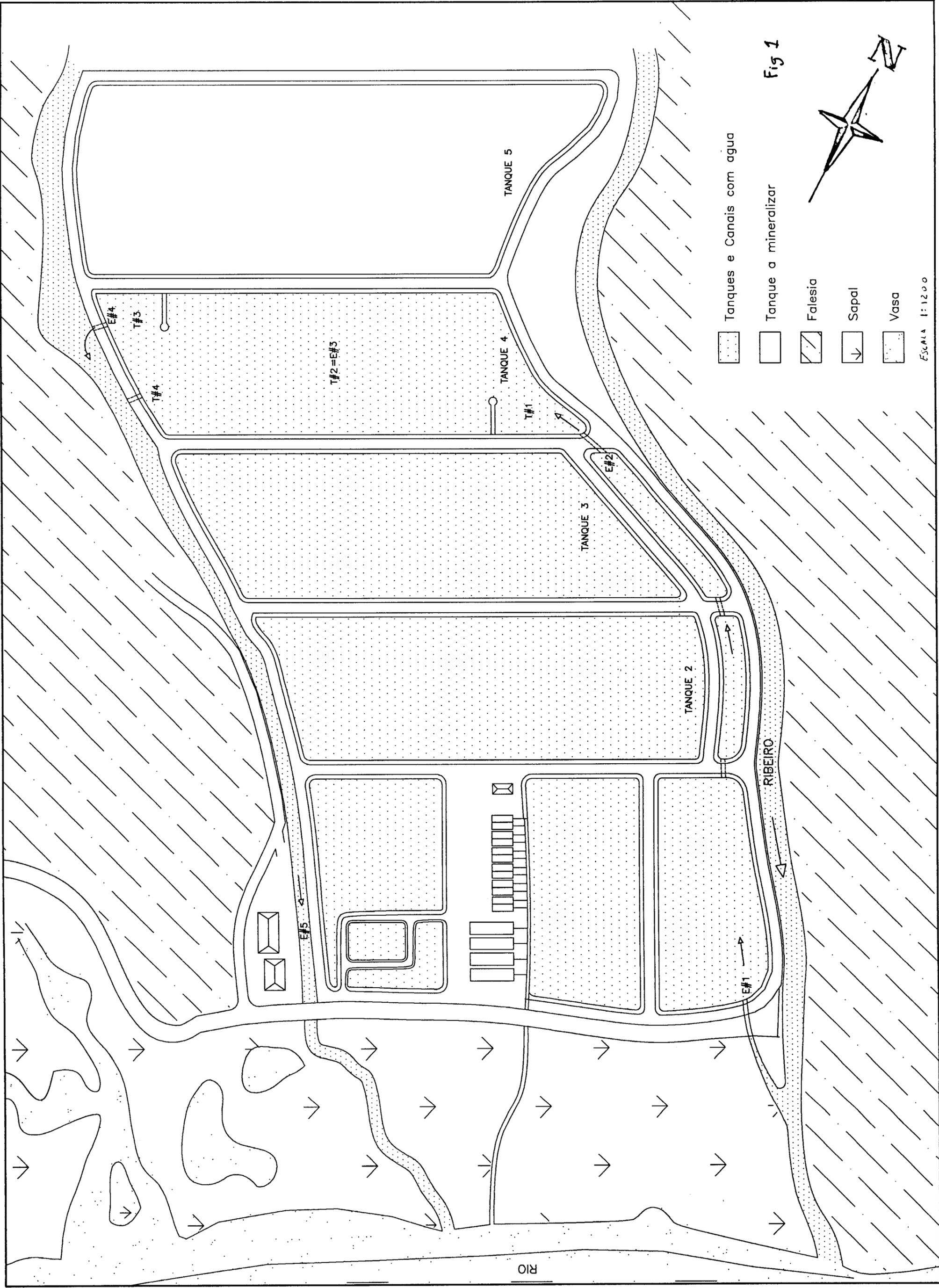


Fig 1

-  Tanques e Canais com agua
-  Tanque a mineralizar
-  Falesia
-  Sapal
-  Vasa

ESCALA 1:1200

5. Estuários

5.1. Considerações gerais

Em termos genéricos, um estuário (de *aestus*, maré) é uma região de interface entre um rio e o oceano (Anon., 1977 in Andrade, 1986).

O ambiente estuarino é caracterizado por possuir uma mistura de água doce e salgada em constante variação, sendo dominado por materiais sedimentares finos transportados para o estuário pelo mar e pelo rio que ao acumularem-se formam as vasas estuarinas (McLusky, 1989) e no qual decorrem processos biológicos ligados à produção e mineralização de matéria orgânica (Kramer *et al.* 1994). São conseqüentemente zonas de transição, muitas vezes com fortes gradientes e descontinuidades. As misturas de águas salgadas e doces constituem um ambiente muito selectivo, porquanto apenas animais e plantas com fisiologia muito particular suportam estas variações. As vasas representam substratos muito ricos em nutrientes-base da produtividade primária mas pobres em oxigénio ou mesmo anóxicos. Os estuários têm sido reivindicados como sendo os habitats naturais mais produtivos do globo (McLusky, 1989).

Uma definição redutora como a anterior não retrata porém, a complexidade de interacções que se estabelecem entre estes dois meios. Tentar traduzir por meio de uma expressão toda a informação contida no conceito de estuário será sempre e apenas uma aproximação à realidade. No entanto, e pela necessidade do Homem em reduzir a diversidade do conhecimento a um número de variáveis compreensíveis pela mente, isto é, de classificar, diversos autores propõem outras definições mais ou menos complexas ou abrangentes, e como se verá, sistemas de classificação para estes ecossistemas, enquanto objectos de estudo.

Andrade (1986), Kramer *et al.* (1994), bem como outros autores, referem a definição de Cameron & Pritchard (1963), como: “...um estuário é um corpo de água semi-fechado, possuindo uma ligação livre com o mar aberto, dentro do qual a massa de água de origem marinha se dilui de forma mensurável com a água doce proveniente da escorrência continental.” A complexidade de um sistema como este leva a que os estudiosos se debrucem sobre as definições que o descrevem, articulando os seus conhecimentos e analisando de forma mais fina o que se pretende transmitir. McLusky (1989) refere sobre o assunto: “aquela definição exclui as lagoas costeiras ou mares salobros; as primeiras usualmente não possuem uma ligação livre com o mar aberto, sendo apenas inundadas por águas marinhas com intervalos irregulares; os mares salobros, como é o caso do mar Cáspio, podem apresentar salinidades próximas às de certas secções dos estuários, mas não estão sujeitos às flutuações regulares de salinidade devidas aos efeitos de maré. Por último, a referência a “semi-fechado” serve para excluir baías costeiras marinhas, e “água doce de escorrência continental” exclui lagos salgados

com água doce proveniente da precipitação” . Conlui referindo-se a um estuário como: “...é um ecossistema dinâmico possuindo uma ligação livre com o mar aberto, através da qual a água marinha penetra normalmente de acordo com o regime bi-diurno das marés; a água marinha que entra no estuário é então diluída de forma mensurável com as águas doces provenientes dos rios e escorrentes para o estuário.”

Se por um lado, os estuários apresentam como característica comum (Andrade, 1986), diversidades reduzidas, correspondentes à presença de efectivos elevados, distribuídos de forma muito heterogénea em relação ao número de espécies presentes, por outro lado, tendo em consideração as estruturas geológicas e geográficas e factores dominantes no respeitante à distribuição de salinidades e padrões de circulação (e outros factores), verifica-se que cada estuário tem características específicas e é único (Kramer *et al.*, 1994). A redução de diversidade com constituição de classes-padrão facilita a caracterização e compreensão do estuário onde se desenvolve um trabalho, nomeadamente na definição de metodologias de amostragem e interpretação de resultados. Daí a necessidade de concretizar um sistema de classificação.

Fairbridge (1980), apresenta uma definição em que se faz já uma aproximação a um sistema de classificação: “um estuário é um braço de mar (*inlet*) que atinge a bacia de um rio tão profundamente como o limite superior da maré alta (preia-mar?), sendo normalmente divisível em três sectores: (a) um baixo estuário ou estuário marinho, em ligação livre com o mar aberto; (b) um estuário médio, sujeito a fortes misturas de águas marinhas e doces; e (c) um alto estuário ou estuário fluvial, caracterizado por águas doces mas sujeito à acção diária das marés (*in Kramer et al.* 1994). As fronteiras geográficas entre estes sectores não são fixas, estando sujeitas aos movimentos de marés, às descargas sazonais do rio, podendo ainda variar com a profundidade da água (Kramer *et al.*, 1994).

No estudo de um estuário surgem diversos parâmetros que poderiam ser considerados base para um sistema de classificação. O fenómeno de diluição salina constitui um aspecto característico e directamente mensurável (Andrade, 1986), sendo porém apenas um elemento no seu processo dinâmico global. No entanto, dada a sua importância, o padrão de distribuição salina nos estuários pode ser utilizado como base para a sua classificação (McLusky, 1989). Os padrões de diluição de águas marinhas pela água doce variam de estuário para estuário, dependendo segundo este autor: “...do volume de água doce, da dimensão da amplitude das marés e da taxa de evaporação da água no estuário.” Dadas as heterogeneidades climáticas, quer sazonais quer regionais, a nível do globo, prevêem-se reflexos nos estuários, constituindo-se então dinâmicas diferenciadas.

Neste sentido, pode-se considerar (Anon., 1977 *in* Andrade, 1986), uma separação entre sistemas sujeitos e não sujeitos a acção de maré, nos quais a componente

marinha, o fenómeno de maré, é respectivamente dominante ou dominada pela componente fluvial. Enquanto nos primeiros a estrutura estuarina está condicionada pelo prisma de maré, fazendo-se sentir acentuadamente a dinâmica cíclica de deslocação bidireccional e reversível da massa de água, nos segundos só as variações do caudal fluvial (Andrade, 1986) vão definir a estrutura e localização da zona estuarina. Como adiante se refere, o estuário deste estudo, enquadra-se no primeiro grupo.

De acordo com o balanço hidrológico global, e conseqüente padrão de distribuição salina, McLusky (1989), considera existirem três tipos principais de estuários: positivos, os mais comuns em climas temperados e em que as águas marinhas, mais densas, penetram no estuário em profundidade, e se vão gradualmente misturando verticalmente com as águas doces fluviais, que escorrem à superfície. Este fenómeno é possível dado que a taxa de evaporação à superfície do estuário é inferior ao caudal fluvial. Estuários negativos em que ocorre a situação inversa: grande evaporação provoca um aumento de salinidade das águas de escorrência à superfície, aumento da sua densidade e mistura vertical, agora em sentido oposto. Desta forma, quer a água doce, quer a marinha entram no estuário à superfície e após evaporação e afundamento, saem em profundidade. Os estuários neutros são raros, porquanto nestes se estabelece um equilíbrio entre a evaporação e o fluxo das águas de escorrência, ocorrendo uma situação de salinidade estática. Acontece que estes equilíbrios só ocorrem pontualmente.

Em consequência, ressalta que o parâmetro que mais peso tem na interpretação do hidrodinamismo e na classificação dos estuários é a salinidade. A este respeito, dir-se-á que, com um valor médio de salinidade das águas marinhas de 35 g l^{-1} , com variações para maiores valores (37 g l^{-1}) em mares tropicais onde a evaporação é maior, e menores em águas costeiras dada a proximidade de águas doces de escorrência, de salinidade sempre inferior a $0,5 \text{ g l}^{-1}$ (McLusky, 1989; Kramer *et al.*, 1994), a salinidade num estuário terá sempre de variar entre $0,5 \text{ g l}^{-1}$ e 35 g l^{-1} . Dentro deste intervalo as águas são denominadas salobras.

O ambiente estuarino é assim, caracterizado por uma confluência de água doce / água salgada em constante mistura, sendo no entanto dominado por material sedimentar fino carregado para o estuário a partir do mar, do rio e dos seus afluentes, que sedimenta no estuário formando as vasas estuarinas. As vasas representam áreas ricas em alimento, mas pobres em O_2 ou mesmo anóxicas.

Nestes dois ambientes fisicamente distintos dum estuário - águas e sedimentos - mas directamente inter-influenciáveis e correlacionados, podem-se atentar nesta perspectiva, duas situações perceptíveis, em relação à salinidade: a ocupação de espaço na coluna de água e no sedimento. Enquanto a salinidade na massa de água é importante para o peixe e organismos planctónicos que vivem na coluna de água, ela representa um problema menor para a maioria dos organismos estuarinos que vivem enterrados nos

sedimentos (McLusky, 1989). Mais importante para estes animais bentónicos é a salinidade intersticial da água das partículas sedimentares a qual, é no geral, menos sujeita a flutuações. Nas vasas intertidais, onde se encontram os maiores povoamentos de animais estuarinos, a salinidade intersticial iguala a salinidade das águas de preia-mar que cobrem as áreas vasosas, a qual é, no geral, superior à salinidade da água estuarina em baixa-mar no mesmo local. Resulta daqui, ser normalmente possível aos organismos que vivem enterrados no sedimento penetrarem mais para montante do que os organismos planctónicos (McLusky, 1989).

Porém, na interpretação da dinâmica estuarina, outros aspectos físicos e parâmetros químico-biológicos devem constituir objecto de abordagem.

5.2. Nutrientes

Os estuários são considerados os habitats naturais mais produtivos, com a energia aqui produzida sendo utilizada por sucessivos níveis tróficos (McLusky, 1989). Em resultado, são igualmente considerados sistemas de enorme complexidade. As características da massa de água estuarina são fortemente determinadas pelo sistema terrestre que lhe está a montante - a sua bacia hidrográfica - e a massa de água marinha a juzante. Os nutrientes devem ser encarados numa perspectiva da quantidade presente, porquanto consoante a sua concentração, assim a sua acção irá desde factor limitativo de crescimento por insuficiência (em concentrações muito baixas), até adquirirem nalguns casos carácter tóxico (em concentrações muito elevadas).

Numa abordagem que procure clarificar a dinâmica e a especificidade destes sistemas, são vários os parâmetros objecto de referência obrigatória. Uma aproximação à dinâmica de estuários significa que, para efeitos de simplificação, se pode seguir uma estratégia de compartimentalização - não natural - do meio em dois sub-sistemas: as águas estuarinas e os sedimentos estuarinos. Salienta-se por um lado a interdependência destes dois ambientes - aquático e sedimentar - e, por outro, a exclusividade ou a interdependência, para cada caso, dos parâmetros físicos, químicos e biológicos que melhor os caracterizam.

Em termos gerais, enquanto interface entre um rio e um oceano, um estuário é um meio de deslocação bidireccional e reversível de substâncias diversas quer sob a forma dissolvida, quer sob a forma particular (Thomann, 1972 *in* Andrade, 1986), estando a sua natureza e quantidade relacionadas com a dinâmica hidrológica do estuário e com fenómenos de erosão.

Sob forma dissolvida são transportados além do NaCl de origem marinha (salinidade), compostos de azoto, algum fósforo e sílica (nutrientes inorgânicos)

provenientes da lixiviação da bacia hidrográfica e de processos bioquímicos diversos (Leach, 1971; McLusky, 1981; Lara & Pucci, 1983; Storni *et al.*, 1984 in Andrade, 1986) e produtos da exsudação de plantas e certas formas (e.g., ureia) de excreção animal (nutrientes orgânicos).

Na forma não dissolvida são os sedimentos mais finos, transportados para o estuário pelas águas fluviais, marinhas, ou do relevo da própria bacia, e que tendem a permanecer em suspensão, juntamente com partículas de detritos orgânicos (nutrientes orgânicos dissolvidos ou na forma particular) com origem em excreta de animais, ou da decomposição de animais e plantas, ou nutrientes inorgânicos na forma particulada (e.g., fosfato, geralmente adsorvido a argilas). A entrada de nutrientes na forma particulada pode ser avaliada pelos valores de turbidez, muito embora e como se verá, esta possa também ser devida a incrementos da massa fitoplanctônica ou incluída em níveis de matéria particulada em suspensão (seston).

Assim, para além do parâmetro salinidade, determinante, como já se viu, neste ambiente, os principais processos biológicos nos estuários estarão relacionados com o transporte de outros nutrientes - orgânicos ou inorgânicos - a partir do meio marinho, do rio que o alimenta e das vasas das margens (Goldman & Horne, 1983) e com a produção e mineralização de matéria orgânica de fundo e da própria coluna da água. A importância dos nutrientes advém de estarem na base das taxas de produção que se reflectem nos níveis de biomassa presentes nos meios estuarinos (Kramer *et al.*, 1994). Particular atenção é hoje dada aos teores de fósforo e azoto (Bernardo, 1990) exportados pelos sistemas terrestres ou confluentes para os estuários (McLusky, 1989). As contribuições são devidas tanto a fontes pontuais (Bernardo, 1990) (efluentes de ordem vária, incluindo pisciculturas) como difusas (solos, em particular solos agrícolas fertilizados) (Bernardo, 1990). O impacto do lançamento destes nutrientes (nomeadamente o fósforo, já que é frequentemente o limitante) nos meios aquáticos traduz-se no estado trófico destes. É este hidrodinamismo que torna o estuário um meio rico em matéria prima - nutrientes - disponível para a base das cadeias tróficas que aqui se desenvolvem (Andrade, 1986; McLusky, 1989; Kramer *et al.*, 1994).

Os nutrientes *lactus sensus* sub-dividem-se como foi referido, em nutrientes orgânicos e nutrientes inorgânicos.

5.2.1. Nutrientes orgânicos - os nutrientes orgânicos surgem geralmente em pequenas quantidades em águas naturais de estuários (Goldman & Horne, 1983). Juntamente com os sedimentos transportados para os estuários são igualmente trazidas partículas de restos orgânicos da excreção, morte e decomposição de animais e plantas. Após atingir o estuário, provinda quer do mar, quer das águas fluviais, a matéria orgânica particulada ou dissolvida tem tendência a permanecer no estuário, ou sedimentando, ou sendo incorporada no ecossistema estuarino (juntamente com a

matéria inorgânica). Por convenção, a matéria orgânica é dividida em duas fracções por filtração: a que passa por porosidade inferior a $0,5\mu\text{m}$ é designada dissolvida e a retida, orgânica particulada (McLusky, 1989).

Já no estuário, a matéria orgânica pode entrar em ciclos químicos diversos e ser transformada por processos que incluem a sua incorporação em organismos heterotróficos, bacterianos, filtradores, ou em teias tróficas até ao nível dos carnívoros, e/ou mais tarde em processos de decomposição por morte destes. Da mesma forma é transformada através de processos fisiológicos (exsudação de plantas ou excreções animais) com resultantes químicos diferentes (outros nutrientes) e simplesmente em CO_2 . Resumindo, da reciclagem que se observa num estuário, a matéria transformada em exsudações de plantas e excreções de animais contribui para a matéria orgânica dissolvida do estuário, enquanto os detritos produzidos a partir da morte dos organismos constitui em grande parte a matéria orgânica particular (McLusky, 1989).

Goldman & Horne (1983) referem os principais grupos de nutrientes orgânicos, e que aqui se entendeu restringir a alguns exemplos que mais directamente estarão relacionados com o trabalho:

i) os compostos refractários - ácidos húmicos - com origem em azoto orgânico particulado, sendo relativamente inertes e apenas passando a disponíveis para organismos superiores após serem convertidos por bactérias ou fungos; a sua decomposição lenta confere-lhes tendência para sedimentar, constituindo a maior concentração de azoto orgânico particulado nos fundos estuarinos;

ii) compostos orgânicos de decomposição acelerada e dos quais dependem bactérias, fungos e alguns protozoários; estes organismos competem com sucesso com plantas estuarinas pela sua incorporação, porquanto a concentrações baixas só os primeiros têm capacidade de os utilizar;

iii) os agentes quelatantes, que constituem um grupo de compostos orgânicos produzidos por algas e animais; estes compostos modificam o estado químico das águas naturais, alterando por exemplo o estado iónico de metais que de outra forma seriam tóxicos; um exemplo é a importante função que desempenham na estrutura da molécula de clorofila;

iv) referem-se por último os compostos orgânicos (e.g. azotados e fósforo orgânico) excretados por animais e plantas que estimulam (metabolitos) ou inibem (anti-metabolitos) o seu próprio crescimento ou dos seus competidores; a sua monitorização em estuários justifica-se, porquanto podem ser condicionantes dos ciclos sazonais de fitoplâncton; é o caso por exemplo do fósforo: o zooplâncton e o peixe lançam as suas excreta directamente para o meio onde se encontra o fitoplâncton; no caso do

zooplâncton, aproximadamente 10% do seu peso é excretado diariamente na forma de fósforo orgânico, constituindo o total de fósforo excretado cerca de metade das necessidades diárias do fitoplâncton neste nutriente; na maioria dos sistemas aquáticos o fósforo orgânico existe em muito maior quantidade na forma particulada (adsorvido ou constituinte de bactérias, plantas, animais ou a partículas sedimentares inorgânicas). Os azotados orgânicos particulados ou dissolvidos como ureia e proteínas, são biologicamente activos, sendo de incorporação imediata na produção primária. Em águas paradas, como é o caso de tanques, o azoto orgânico particulado tende a sedimentar no fundo.

5.2.2. Nutrientes inorgânicos - os nutrientes inorgânicos fornecem os constituintes químicos (Goldman & Horne, 1983) a partir dos quais toda a cadeia trófica se elabora. Podem ser convertidos por microorganismos em factores orgânicos de crescimento, como por exemplo vitaminas ou directamente na produção primária. Os nutrientes considerados importantes são aqueles que em geral se encontram em pequenas quantidades e são limitantes do crescimento de plantas e animais. Nutrientes comuns necessários em grandes quantidades para o desenvolvimento celular incluem CO_2 , O_2 , NH_4 , NO_3 , PO_4 , SiO_2 , SO_4 , e Fe. Outros como Mn, Mo, Cu e Zn, são igualmente importantes, mas ocorrem em menores quantidades. Não se lhes é feita aqui referência, dado pretender-se cingir o texto a factores que constituam matéria de particular importância para os objectivos do trabalho.

Compostos azotados

O azoto inorgânico está sempre presente nos ecossistemas aquáticos quer na forma de gás N_2 em grandes quantidades, ou em menores concentrações na forma de NH_4^+ (amónia), NO_3^- (nitrato), ou NO_2^- (nitrito) dissolvidos (Goldman & Horne, 1983). Geralmente as formas azotadas estão presentes em quantidades limitantes da produção primária.

NO_3^- - destes compostos, o nitrato é geralmente considerado o mais importante (Goldman & Horne, 1983). É o produto final da oxidação dos compostos azotados no meio estuarino (Kramer *et al.*, 1994), sendo o nível de oxidação termodinamicamente estável em condições de aerobiose. É um dos nutrientes com papel mais importante no controle da produção primária. Nos estuários são de prever grandes variações, dados os *inputs* e a conversão na produção primária. Este facto é de reter na determinação por exemplo das concentrações de fitoplâncton. Em situações de depleção de O_2 resultantes da actividade de mineralização microbiana, o nitrato pode constituir um aceitador de electrões alternativo (Kramer *et al.*, 1994). Este processo de desnitrificação pode ocorrer em sedimentos de tanques com elevada carga de matéria orgânica acumulada, onde é comum ocorrerem situações de anóxia (McLusky, 1989), ou nalguns casos em águas estuarinas. Neste sentido, as suas concentrações estão intimamente relacionadas com

intervenções respeitantes a *inputs* de alimento ou acumulação de fezes de espécies ícticas. Os iões nitrato, em comparação com iões amónia ou fosfato, libertam-se com muita facilidade do sedimento, passando para a coluna de água (Goldman & Horne, 1983).

Os nitratos são assim uma das formas de incorporação de produtos azotados pelas plantas, que o utilizam intracelularmente para a formação de grupos $-NH_2$ (amino). Põe-se no entanto o problema da eventual presença de outras formas azotadas -amónia - (a que à frente é feita referência) em concentrações que inviabilizam o processo. Em breves termos o que se passa é o seguinte: o ião nitrato só pode ser metabolizado após transformação pelo enzima nitrato reductase, cuja indução é lenta. A presença de amónia inibe a síntese do enzima (Goldman & Horne, 1983), impedindo a incorporação dos nitratos pelos organismos fotossintéticos, pelo que aqui a amónia adquire um papel de toxicidade no meio.

NO_2^- - o nitrito constitui uma forma azotada intermédia da redução do nitrato, ou da oxidação das amónias nas águas estuarinas (Kramer *et al.*, 1994). As suas concentrações são geralmente insignificantes (Goldman & Horne, 1983), excepto em zonas de transição entre condições de anoxia e aeróbias podendo ter um papel relevante no ciclo do azoto de estuários muito poluídos. Pode ser tido como um indicador das condições de oxigenação das águas na medida em que só se apresenta em vestígios em águas expostas ao oxigénio, sendo neste caso oxidado a nitrato. O nitrito é reduzido a amónia em águas ou fundos anóxicos. (Rios poluídos com valores até 2 mg/l).

NH_4^+ - a amónia está presente nos sistemas aquáticos principalmente na sua forma iónica dissociada (Goldman & Horne, 1983). Contudo em todos os métodos para a sua determinação, considera-se a soma das formas NH_3 e NH_4^+ dado que o par ácido-base ($NH_4^+ - NH_3$) ocorre na natureza (Kramer *et al.*, 1994). A amónia é um composto muito mais reactivo que o nitrato dada a sua maior energia química. A carga positiva permite-lhe formar ligações com sedimentos de cargas negativas (Goldman & Horne, 1983) ou com outros nutrientes como os fosfatos, mais à frente abordados, cuja adsorção às amónias resulta facilmente perceptível pela interpretação da análise de águas. A amónia difere como foi referido e exemplificado, dos nitratos tanto pela sua maior toxicidade como mobilidade, tendo tendência a ficar retida nos sedimentos. A quantidade de amónia presente num sistema estuarino vai depender no momento do equilíbrio que se estabeleça entre as taxas de excreção de animais (peixes), da incorporação por plantas e da oxidação por via bacteriana. No meio estuarino persiste em quantidades pequenas, porquanto sendo o principal produto da excreção de animais, ela é simultaneamente incorporada por plantas. Em tanques artificiais em que se intervém num equilíbrio natural, é interessante determinar amónias, porquanto o principal, se não dos únicos organismos que aí crescem, e que a incorporam é o fitoplâncton, fazendo-o a taxas consideradas muito elevadas (Toetz, 1971 *in* Goldman & Horne, 1983). O peixe excreta

amónia em quantidade suficiente para estimular o metabolismo do fitoplâncton. A incorporação da amónia no fitoplâncton, tal como para o nitrato, segue vias catalizadas enzimaticamente.

A toxicidade das amónias para animais e para plantas é objecto de acompanhamento em qualquer tipo de águas. Quando presente em quantidades suficientes, a amónia é a forma azotada preferencialmente incorporada para o crescimento de plantas, porquanto a utilização de nitrato é em termos energéticos mais desfavorável, requerendo como se viu, ainda a presença do enzima nitrato reductaze. A amónia, como se explica, pode-se tornar tóxica para animais e plantas, especialmente quando a pH_s elevados se forma hidróxido de amónia. De uma forma breve, refere-se que no par ácido base NH₃-NH₄⁺, a amónia na forma gasosa (NH₃) se dissolve rapidamente na água formando hidróxido de amónia (NH₄OH), que se dissocia dando amónia (NH₄⁺) e iões hidroxilo (OH⁻) segundo a equação:



O equilíbrio desta reacção pende para a direita a um pH neutro e a 25°C, com apenas 0,55% do total de amónia está presente na forma NH₄OH, quase inexistente na forma NH₃, e o resto como NH₄⁺. Em condições ácidas a percentagem de NH₄OH tende a decrescer, mas em meio alcalino sobe. Acontece que o hidróxido de amónia é tóxico na forma não-dissociada, sendo a amónia (NH₄⁺) quase inofensiva. No entanto com a alteração de outros parâmetros (pH, temperatura, oxigénio dissolvido, salinidade) a toxicidade de NH₄OH aumenta na presença de uma maior quantidade de amónia ionizada (NH₄⁺). Como exemplo, a um aumento do pH da água corresponde um aumento da toxicidade da amónia. Este fenómeno pode ter como causa próxima a injeção de nutrientes (poluição) no meio aquático. Como se viu, a presença de nutrientes na água induz a actividade fotossintética por exemplo do fitoplâncton, o que por sua vez significa a remoção de CO₂ da água e conseqüente aumento do pH. Nestas condições aumenta a toxicidade da amónia, dependendo o grau de toxicidade da tolerância dos grupos de organismos.

A tolerância dos organismos às concentrações de amónia é muito variada. Goldman & Horne (1983) refere para espécies ícticas dulceaquícolas a ocorrência de morte em condições de pH = 6 - 7, temperatura = 5 - 10 °C, para valores de NH₄⁺ = 0,3 mg/l. Para espécies não salmonídeas a tolerância excede dez vezes estes valores. No geral para peixes marinhos apontam-se como valores aceitáveis de amónia ionizada 0,05 mg/l. Para plantas, o ião NH₄⁺ não é tóxico excepto em elevadas concentrações ou valores de pH muito baixos. Na maioria das águas são considerados necessários valores da ordem de centenas de mg/l para se fazerem sentir efeitos de toxicidade.

Por outro lado, a amónia como produto do metabolismo animal, constitui uma fonte de azoto reciclado para as plantas.

Dentro dos compostos azotados, refira-se ainda a ureia, que constituindo uma forma de azoto orgânico dissolvido, excretada igualmente por peixes (Lagler *et.al.*, 1977), é uma fonte importante de azoto para o crescimento de fitoplâncton. O crescimento de grandes densidades de fitoplâncton leva à eutrofização do meio. Enquanto que em águas doces o fornecimento de fosfatos pode ser o responsável pelo fenómeno, em estuários e águas marinhas o azoto é considerado o factor crítico (McLusky, 1989).

O azoto é o principal nutriente responsável pela produção primária em sistemas costeiros, e os estuários que recebem elevadas quantidades deste nutriente, revelam elevadas taxas de produção primária. As fontes de amónia podem ser excreta de peixes, ou a mineralização do fundo, em que em condições de anoxia, formas azotadas passam para a coluna de água, num processo de redução da própria coluna de água.

Fósforo

A química dos azotos na água é como se referiu, complicada pela presença de formas com cargas negativas, positivas e ainda a fase gasosa. O fósforo, por sua vez, em sistemas aquáticos (os estuarinos incluídos) não apresenta fase gasosa. Como característica comum aos azotos, são nutrientes que em pequenas quantidades são considerados limitantes para a produção primária.

O fósforo é considerado um dos nutrientes mais importantes (Kramer *et al.*, 1994). O fosfato inorgânico está presente nas águas marinhas e estuarinas nas formas iónicas de ácido orto-fosfórico, orto-fosfato (PO_4^{3-}) e mono-fosfato (HPO_4^{2-}). Surge predominantemente na forma particulada, adsorvido a argilas.

Embora necessário em pequenas quantidades, o fósforo é um dos factores limitantes do crescimento do fitoplâncton. Estas algas apenas o conseguem incorporar na forma de fosfato, pelo que num ambiente estuarino em que um dos parâmetros que se procura determinar é precisamente o fitoplâncton, é esta forma que mais comumente é objecto de determinação. Não sendo necessário para o crescimento em quantidades tão elevadas como o carbono, oxigénio ou formas azotadas, é no entanto, como se disse, um factor limitante, dada a pequena disponibilidade no meio em condições naturais, pelo facto de (Goldman & Horne, 1983): (1) os minerais que contêm fósforo serem muitas vezes geoquimicamente escassos, pelo que o normal fornecimento de fósforo por erosão de rochas é pobre; (2) sem fase gasosa no seu ciclo, não existe processo de fixação equivalente ao do azoto; e (3) o fósforo é suficientemente reactivo para estar fortemente adsorvido a partículas do solo (em contraste com o nitrato, o fosfato adsorve com mais facilidade às partículas do sedimento, sendo comparativamente arrastado com mais

dificuldade pelas águas de fundo (Goldman & Horne, 1983)). Contudo, em estuários a limitação do crescimento de plantas fica a dever-se mais a deficiências em azoto, sílica, ferro ou oligoelementos, do que ao fósforo. Os grandes *inputs* deste nutriente nos sistemas estuarinos ficam a dever-se a fenómenos de erosão de partículas de solos facilmente erudíveis em encostas íngremes.

Silicatos

Os silicatos têm geralmente origem em aluminossilicatos das bacias de drenagem (Bernardo, 1990). É um elemento essencial especialmente para o grupo das diatomáceas. Está presente nas águas marinhas na forma de silicato (SiO_2). Em lagos e águas marinhas a sílica é de grande importância porquanto contribui para o sucesso das diatomáceas, grupo que domina quase todos os meios aquáticos (Goldman & Horne, 1983). A maioria das plantas e animais tem necessidades muito reduzidas em sílica, mas naquele grupo o silicato constitui a parede celular rígida (frústula - 25 a 60% do seu peso seco), perfurada e rodeada por uma fina membrana celular. As diatomáceas requerem assim grandes quantidades de silicato. O silicato incorporado em muitas espécies de diatomáceas é insolúvel, pelo que o seu processo de reciclagem é muito lento comparativamente a outros nutrientes. O silicato, não se encontrando disponível em grandes quantidades na forma livre, pode mais facilmente constituir-se assim num factor limitativo do crescimento do fitoplâncton, do qual as diatomáceas são a alga predominante. Por morte celular as frústulas tendem a acumular nos sedimentos.

O_2 - O oxigénio é o elemento químico que enquanto aceitador final da cadeia de electrões em processos de oxi-redução, intervém na maioria dos processos biológicos e químicos que se passam na natureza. As águas confluentes para os estuários transportam elevadas quantidades de oxigénio, sendo ainda fornecido oxigénio adicional por dissolução à superfície e pela fotossíntese das plantas. O seu ciclo na água é determinado quer por factores abióticos como a temperatura, quer bióticos como animais e plantas.

No primeiro caso, a concentração enquanto dissolvido na água varia na proporção inversa da temperatura.

As variações da concentração na água são por outro lado um indicador do estado trófico destas. Águas oligotróficas apresentam pequenas variações em torno da saturação, enquanto meios eutrofizados apresentam variações desde uma situação de anoxia até 250% de saturação (Goldman & Horne, 1983). O oxigénio é consumido na respiração de plantas no período nocturno, sendo produzido na fotossíntese, apenas na presença de luz suficiente e nutrientes disponíveis. Contudo, a presença de muitos organismos animais, especialmente em sedimentos de fundo, consome rapidamente o oxigénio, pelo que muitos sedimentos são anóxicos, excepto na fina camada de transição

sedimento / água. Na coluna de água, se ocorrer enriquecimento orgânico excessivo, assiste-se à multiplicação de microorganismos consumidores de oxigénio, podendo igualmente criar-se situações de anoxia (McLusky, 1989). A matéria orgânica no meio, por oxidação, contribui para a depleção do O_2 dissolvido. Numa ocorrência deste tipo, prolongada, assiste-se à tendência para a redução da diversidade dos organismos, por morte dos menos tolerantes e substituição por espécies ecologicamente mais especialistas em meios anóxicos ou próximo deles, mas que ocorrem em menor número.

CO_2 - É um produto da respiração quer das plantas, quer dos animais e constitui a maior fonte de carbono para a fotossíntese. Em várias situações apresenta uma relação de concentração inversa com o oxigénio. O CO_2 dissolvido na água produz ácido carbónico (H_2CO_3). A reacção de produção de H_2CO_3 pode limitar as taxas fotossintéticas no meio, em dias calmos e em que a presença de CO_2 livre é baixa relativamente às exigências dos organismos fotossintéticos.

Embora o factor ambiental abiótico mais importante na regulação de O_2 e CO_2 seja a temperatura, os suas concentrações dependem também de factores que aqui (estuário) terão particular interesse, (e que se aproveita para estender ao que se passa nos tanques): fotossíntese (refira-se neste caso o fitoplâncton); respiração dos organismos presentes (peixes); arejamento da água (condições eólicas naturais ou mecânicas); presença de outros gases e oxidação química (de matéria orgânica - alimento e fezes).

Muitos outros nutrientes podem ser encontrados em águas estuarinas, mas entendeu-se restringir esta abordagem àqueles que estarão em relação mais directa com o trabalho desenvolvido, pelo que se pensa não se justificar aqui uma referência mais exaustiva. Refere-se contudo alguns aspectos da produção (primária) directamente dependente desta disponibilidade de nutrientes.

5.3. Produtividade

Os estuários são áreas de elevada produção primária, com curtas cadeias tróficas (Williams, s/data).

No seu conjunto, os parâmetros físico-químicos e biológicos que caracterizam um estuário não podem ser considerados exclusivos de qualquer dos sub-sistemas anteriormente referidos - as águas estuarinas e os sedimentos estuarinos - sendo necessário quer para as águas, quer para os sedimentos abordar a sua dinâmica conjunta.

No entanto, da disponibilidade de nutrientes nos estuários, podem-se considerar estes dois ambientes como englobantes de três habitats distintos na área estuarina (Williams, s/data), a que correspondem igualmente grandes zonas de produção primária:

i) Sapais vasosos, planos; é a parte da zona intertidal com pequena amplitude de marés e com flora típica composta por *Spartina*, *Phragmites*, *Juncus* e *Rhizophora* (Williams, s / data). Na maioria dos estuários Europeus as plantas de sapal estão confinadas às partes mais altas da zona intertidal, não sendo cobertas por água em todas as marés (McLusky, 1989);

ii) Zonas intertidais, onde se faz sentir em pleno o prisma de maré, e com imersão em cada maré. Flora tipicamente composta por *Fucus* sp. fixo a rochas; as zonas de vasa são colonizadas à superfície por algas filamentosas como *Enteromorpha* sp., microfítobentos uni-celulares (algas epibênticas) (McLusky, 1989), e diatomáceas (Williams, s / data). Nalguns locais pode aparecer o esporófito angiospérmico *Zoostera*.

iii) A coluna de água ou zona planctónica, onde dominam algas planctónicas pelágicas (McLusky, 1989), com importância proporcional à profundidade e onde surgem dinoflagelados, diatomáceas e pequenos flagelados.

Woodwell *et al.* (1973 *in* Williams, s / data) estima que a maior área (82%) da área global estuarina inclui os dois últimos habitats - zonas planctónicas e intertidais - sendo a restante área, vasa e sapal. Cada um destes habitats possui um biótopo característico, sendo as suas propriedades biológicas largamente distintas.

São diversos os processos biológicos que se desenvolvem nas áreas consideradas, resultando deles quer processos de produtividade, quer de consumo. Os processos biológicos envolvem ciclos complexos e interações entre eles, sendo prático considerar o sistema como um todo e explicá-lo como um ciclo que se desenvolve entre um estado de matéria inorgânico (considerado termodinamicamente estável) e um estado orgânico (termodinamicamente instável).

De forma resumida, dois processos estão na base de toda a produtividade a que aqui se assiste (bem como generalizável a outros sistemas, mas sendo os estuários particulares em muitos aspectos): a fotossíntese, como ponto de partida do estado estável com produção de matéria orgânica que vai permitir que por respiração (decomposição e mineralização) os organismos heterotróficos (e.g. bactérias, fungos e animais) explorem este estado termodinâmico instável para obter energia para o seu crescimento, por oxidação dessa matéria orgânica, que regressa assim ao estado inorgânico. Quando se fala em produtividade, a referência é quantificar a produtividade de cada um destes estados e as transferências de energia que ocorrem entre cada um deles.

O processo nos estuários torna-se complicado enquanto sistemas abertos, em que há fontes externas de matéria orgânica, de carácter contínuo e / ou sazonal. O tempo de residência da matéria ou massa de água pode ser inferior ao necessário para se atingir aquilo a que se chamou o estado termodinamicamente estável, pelo que um estuário estará provavelmente em constante desequilíbrio termodinâmico, o que tem importantes implicações químicas.

Fotossíntese

Embora o sistema biológico seja cíclico, é natural considerar o processo fotossintético em primeiro lugar e os processos heterotróficos depois, tendo em conta que estão intimamente relacionados. No processo fotossintético avaliam-se aqui os três habitats separadamente, muito embora eles interactuem sob diversas formas. Muito embora generalizáveis aos estuários *lactus sensus*, deve perdurar a idéia de que cada um é único e tem as suas especificidades.

i) Sapais vasosos - são áreas de águas predominantemente salobras com um regime de maré mínimo, constituindo a faixa limite “em terra” do estuário. Os dados de produtividade encontrados na literatura variam consoante autores / trabalhos desenvolvidos. Apontam-se os valores determinados para matéria orgânica por Woodwell *et al.*, (1973) que o autor considera como médios - 1000 a $1300 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ - e os referidos por McLusky (1989) para sapais de maior produção; $3300 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Este autor refere que em estuários de zonas temperadas a produção decrescerá. De qualquer forma, são valores elevados, pelo que os sapais, tendo em conta ainda uma estimativa da sua área total, contribuem de forma significativa para a produção de matéria orgânica a nível global. Outra questão que se põe e que se aborda em 6.2.2. são as transferências de matéria entre as margens de sapal e vasosas e as águas, ou seja qual a percentagem de matéria aqui produzida que passa (ou não) para o sistema das águas estuarinas. Põe-se em questão em que condições se processam estas transferências, com autores a defender transferências contínuas em sentido unívoco do sapal para as águas (“outwelling theory”) ou outros a admitir outros desequilíbrios, processando-se então em

sentido contrário. A uma produção nas margens superior ao consumo aí verificado, corresponderia uma transferência para o estuário (Teal, 1962; Odum & de La Cruz, 1973; Settlemyer & Gardner, 1975; Heine & Flemer, 1976; Happ *et al.*, 1977; Valiela *et al.*, 1978; Turner, 1979 *in* Bettencourt *et al.*, 1992), e o contrário numa situação de consumo superior à produção (Vegter, 1975; Wolf, 1977, 1979; Van Emden *et al.*, 1977; Dankers *et al.*, 1984; Danais, 1986 *in* Bettencourt *et al.*, 1992). Sobre este assunto, diferentes autores têm teorias diferentes. De qualquer forma, as margens vasosas são frequentemente reclamadas como os ecossistemas mais produtivos (McLusky 1989).

Estas são zonas sedimentares, em que geralmente se desenvolvem as plantas de sapal já referidas (e.g., *Spartina*), na maioria dos casos confinadas à zona do supra-litoral - epibênticas - onde não são diariamente cobertas pelas águas. Em zonas mais baixas é frequente o aparecimento de *Zoostera* sp. Nos sedimentos a elevada produtividade é atribuída à grande disponibilidade de nutrientes dissolvidos, e às longas estações de crescimento e vigor demonstrados pelas plantas de sapal.

A produção de todas estas plantas está evidentemente dependente das condições de luz e temperatura, mas podem igualmente estar potencialmente limitadas pela disponibilidade de nutrientes, especialmente azoto e fósforo. No estuário os nutrientes são incorporados pelas plantas, e seguindo-se a morte destas são reciclados por processos de decomposição para serem novamente utilizados por plantas (McLusky, 1989). Os elevados níveis de produção atingidos em estuários por comparação com o meio marinho, devem-se à diferença nos teores destes nutrientes.

ii) Zonas intertidais - aqui ocorrem dois tipos diferentes de crescimento de plantas: microalgas bênticas (diatomáceas) e macroalgas (*Ulva* e *Enteromorpha*). Muito embora este ambiente seja muito diferente do ambiente planctónico, com o qual está em contacto directo e deverá competir por luz e nutrientes inorgânicos, as taxas de produção são semelhantes (Williams, s / data).

iii) A coluna de água ou zona planctónica - é na coluna de água que se desenvolve principalmente fitoplâncton. O fitoplâncton é parte integral do ecossistema estuarino (McLusky, 1989). Conjuntamente com a actividade fotossintética de vários outras plantas é a maior fonte de oxigénio no meio aquático (Goldman & Horne, 1983). De entre os vários locais-fonte de produção de plantas num estuário, o fitoplâncton (diatomáceas e dinoflagelados) constitui parte considerável dos produtores primários na massa de água. As suas potencialidades são inclusivamente aproveitadas na área da piscicultura extensiva estuarina. Dos três habitats considerados, os processos planctónicos podem ser considerados os mais importantes no contexto da produção primária, dado que ocorrendo mesmo no estuário, terão as maiores oportunidades de contactar com matéria inorgânica fluvial (Williams, s / data). Referência pertinente para este estudo, é que em estuários pouco profundos e de elevado hidrodinamismo, como é

o caso do Mira (Andrade, 1986), os “blooms” planctônicos ocorrem geralmente a meio / fim de verão (Williams, s / data). A causa provável apontada é que apenas a meio desta estação o fitoplâncton poderá crescer a taxas suficientemente rápidas antes de ser transportado para o mar (Williams, s / data), sendo igualmente em estuários deficitários o caudal fluvial igualmente menor (Andrade, 1986). Williams (s / data), aponta níveis de clorofilas da ordem dos 300 mg l^{-1} , o que corresponde a picos que se afastam dos níveis tomados como médios. Flemer (1970 *in* Williams, s / data), refere que estes picos são em geral de curta duração, sendo as estimativas de produção anual para os estuários pouco mais elevadas que em águas costeiras.

Acontece que não é tipicamente a abundância de nutrientes em águas estuarinas o factor limitante à sua produção. Outros factores fazem depender da sua amplitude as taxas de produtividade primária a este nível. Em concreto pode-se referir a pouca transparência da água ou como se referiu, a pouca profundidade do estuário (McLusky, 1989). Dado que a luz fornece a energia para a fotossíntese, esta apenas pode ocorrer na zona iluminada da massa de água - zona eufótica (Goldman & Horne, 1983). A penetração da luz nas águas estuarinas é muito limitada por um fenómeno muito característico destas águas - a sua turbidez - e que ocorre sobretudo nas zonas de interface água doce / água salina, onde se desenvolve grande diversidade de processos geoquímicos na própria coluna de água (Cabeçadas *et al.*, 1994), ou quando, associadas aos substratos vasosos e outros sedimentos ressuspensos pelo hidrodinamismo, a salinidade e certas formas particuladas de nutrientes conferem essa turbidez característica aos estuários. Assim, devido à presença de sedimentos em suspensão e matéria orgânica particulada, ocorre em geral, uma baixa produção de fitoplâncton. A uma turbidez muito elevada corresponde a existência de uma zona afótica a pequena profundidade, em que a respiração excede a produção de O_2 . Uma quebra súbita de fitoplâncton significa um acréscimo de matéria orgânica em decomposição (destas algas), a que se segue uma depleção do O_2 e em consequência a morte do peixe. Entra-se numa fase respiratória do ciclo.

Numa perspectiva mais geral, as flutuações de produção primária estão condicionadas pelo regime de marés, porquanto é um factor determinante da turbidez (Andrade, 1986). Enquanto em marés mortas devido ao abaixamento de intensidade das correntes residuais vai ocorrer uma importante sedimentação do material em suspensão, que se acumula no sistema dinâmico das vasas fluidas, provocando um abaixamento correspondente da turbidez, em marés vivas o processo inverte-se, com a ressuspensão de parte dessas vasas e o aumento associado de turbidez (McCave, 1977 *in* Andrade, 1986). Fenómenos semelhantes se passam em relação à maior ou menor quantidade de matéria orgânica carregada pelas águas fluviais, sob forma particular, coloidal ou material húmico. Em muitos estuários a matéria particulada em suspensão confere às águas a denominada máxima turbidez (McLusky, 1989). Esta turbidez, ao limitar a penetração

luminosa, condiciona igualmente a produção primária, ao nível do bentos (Andrade, 1986). Tem-se um meio com grandes especificidades de vivência. Desta forma, a avaliação de fitoplâncton é também uma forma de determinação de qualidade de águas estuarinas.

Heterotrofismo

Os processos heterotróficos (respiração) vão ocorrer quer na coluna de água, quer nos sedimentos intertidais ou subtidais. Alguns autores referem que é comum tomar-se como facto que a respiração benthica domina os processos heterotróficos nos estuários. A matéria orgânica para estes processos de produção tem origem no próprio estuário ou em fontes externas (consideradas poluentes). De qualquer forma, até o ambiente se tornar anóxico, as taxas de heterotrofismo nos estuários são principalmente condicionadas pelas taxas de fornecimento de matéria orgânica, e por parâmetros físicos como a temperatura e a dispersão da matéria orgânica (Williams, s/ data).

Teal (1962 in McLusky, 1989) estima que 20% do total de produção primária é devida a algas benthicas e 80% a *Spartina* sp. As algas seriam consumidas directamente por animais, mas a maior parte de *Spartina* sp. transformar-se-ia em detritos, ficando sujeita à decomposição microbiana, com muita da produção de *Spartina* sp. dissipada como respiração bacteriana. Uma pequena parte da produção de *Spartina* sp. seria directamente assimilada por insectos herbívoros. O azoto disponível (como factor limitante) influenciaria o crescimento das plantas, levando por sua vez a um aumento da biomassa de invertebrados detritívoros dependentes do sapal.

Em relação à coluna de água, considere-se a interacção entre a fotossíntese planctónica e a respiração planctónica. No geral, segue-se um ciclo de respiração a um ciclo de fotossíntese, embora desfasados no tempo e condicionados pelo regime de maré.

Nos sedimentos, os processos são complexos. As taxas de consumo de oxigénio em sedimentos estuarinos são comparáveis às que ocorrem na coluna de água, sendo as taxas máximas condicionadas pela taxa de fornecimento de O₂ a partir da superfície. As taxas de reconversão dos compostos orgânicos apresentam grande variabilidade. Na presença de O₂, a respiração heterotrófica é regulada pelos processos fotossintéticos e pela quantidade de matéria orgânica presente, seja qual for a origem - esgoto urbano ou outra. Os depósitos de sedimentos muito finos - vasas - são uma das características mais relevantes dos estuários (McLusky, 1989). A sedimentação de matéria orgânica ou inorgânica em suspensão, conduz à formação de vasas e outras áreas de deposição nos estuários. Os locais-fonte desta matéria variam de estuário para estuário, da secção considerada, em que variam os locais de maior erosão ou sedimentação (McLusky,

1989) e da dimensão das partículas. As variações na dimensão da partícula que constitui o sedimento vão ser determinantes nas propriedades físicas e químicas do sedimento, que por sua vez influenciarão a densidade de animais e plantas que aí vivem. Estas variações vão afectar: o conteúdo em água no espaço intersticial, com maior retenção de água em sedimentos de grão muito fino; a temperatura e salinidade, que variam mais lentamente dentro do sedimento do que na própria água ou ar ambiente; e os conteúdos em matéria orgânica e oxigénio, assistindo-se a um maior teor orgânico em sedimentos finos, e devido aos processos biológicos de respiração que aqui ocorrem, um menor teor em oxigénio (McLusky, 1989). Por outro lado a alteração do perfil de teor em oxigénio, numa camada superior e oxigenada, para as camadas inferiores anóxicas, processa-se mais perto da superfície em sedimentos finos, sendo mais gradual em sedimentos mais grosseiros. Esta alteração (mede-se por E_h) limita a macrofauna dos sedimentos estuarinos a espécies que desenvolvem estratégias e mecanismos de obtenção de oxigénio das águas superficiais. Estabelecem-se relações muito especializadas entre a fauna bêntica e os sedimentos.

Em conclusão, os elevados níveis de produção nos estuários são atribuíveis à grande disponibilidade de nutrientes que suportam a produção primária das algas do bentos, do fitoplâncton e do sapal, disponibilidade essa ampliada pela importação de matéria orgânica particulada para o estuário, a partir de águas fluviais ou marinhas, ou das vasas das margens, que por decomposição microbiana, constitui a base alimentar dos consumidores primários (McLusky, 1989).

Uma coisa certa, porém, é que no seu conjunto, estes parâmetros atribuem aos estuários um estatuto em que misturas de águas representam um desafio à tensão fisiológica suportada pelos organismos, pelo que poucos são os que aqui se adaptam. Apesar destes problemas, a vida nos estuários pode ser muito abundante porque a vasa estuarina é muito rica em alimentos que suportam a vida de grandes densidades de animais com uma elevada biomassa total e elevada produção anual. Neste sentido, os estuários são igualmente locais objecto de estudo preferenciais das respostas de animais e plantas a drásticos gradientes ambientais.

5.4. Efeitos de poluição em estuários

Presentemente, constitui um desafio para o Homem conciliar os benefícios oferecidos por um estuário com a sua não sobre-exploração. Sendo locais de navegação, ou de estabelecimento de indústrias ou núcleos habitacionais, os estuários ficam sujeitos a grandes pressões, quer como meio de recepção de efluentes industriais e urbanos, quer como locais de expansão de diversas actividades que reclamam terrenos das suas margens.

A ideia de exploração integrada dos estuários, advém em grande parte do crescente envolvimento de biólogos que vêem os estuários igualmente como locais de alimentação e nidificação vitais para muitas espécies de aves, de reprodução de espécies marinhas, ou como locais únicos para se tentar perceber os processos da adaptação de animais e plantas ao seu meio ambiente, e ainda pela mais recente noção, fruto de muita investigação, da noção de locais de extrema sensibilidade ecológica e onde se estabelecem cadeias tróficas com equilíbrios pontuais instáveis (McLusky, 1989).

O termo “poluição” pode ser definido como “a introdução no meio estuarino de uma vasta gama de materiais, com origem em actividades humanas, em quantidades tais que o meio se torna menos adequado à permanência das habituais formas de vida” (McLusky, 1989). Acontece que os estuários são os meios de recepção de uma vasta proporção do total das descargas de efluentes que são feitas para meios aquáticos.

A avaliação do impacto de *inputs* de poluentes num sistema aquático estuarino requer, não só o conhecimento da quantidade e características físico-químicas do material introduzido, mas também das concentrações suporte e associações das substâncias consideradas, da sua dinâmica de deslocamento/dispersão e da forma como são quimicamente transformadas nesse ambiente. Requer-se igualmente informação sobre a relação entre a química das substâncias e a disponibilidade biológica e efeitos de toxicidade. Um elemento ou composto presente num sistema natural normalmente pode estar presente em diferentes estados físico-químicos, acontecendo que estas mesmas formas apresentarão estados diferentes enquanto na fonte poluente e no ambiente em que são introduzidas (Burton, 1980). Os efeitos dos poluentes no ecossistema estuarino irão variar quer sazonalmente, quer na duração do período de tempo em que se fazem sentir, em consequência de a sua permanência no meio estar relacionada com regimes de circulação de água, temperatura e salinidade (McLusky, 1989). Em conjugação com estes dois factores, note-se que o efeito de uma substância poluente em particular, pode variar consoante a secção do estuário em que é lançada. Descargas de esgotos urbanos com elevada percentagem de matéria inorgânica, como adiante se verá, condicionam situações de eutrofização do meio. Emissões em secções mais a montante no verão podem levar ao consumo de todo o oxigénio, com todas as consequências na alteração do ecossistema. A mesma quantidade de emissão na foz do estuário no inverno pode ter

efeitos tão insignificantes quanto se torne difícil a sua detecção. Ao nível mais baixo de poluição apenas alterações muito subtis na fisiologia e bioquímica dos organismos deverá ocorrer. Estas alterações poderão ser difíceis de detectar, mas a longo prazo poderão ser cruciais na dinâmica dos estuários.

De qualquer forma nestes ecossistemas assiste-se a alterações num equilíbrio, que não sendo naturalmente muito estável, sem este tipo de intervenção observaria outros valores. Os ecossistemas estuarinos revelam distorções naturais de condições abióticas e de organismos (McLusky, 1989). Sanders (1969, *in* McLusky, 1989) sugere que os ambientes estuarinos são “comunidades fisicamente controladas, em que as condições físicas flutuam largamente, não sendo rigidamente previsíveis”. A avaliação destas distorções, na presença de poluentes, constitui a base da monitorização dos efeitos biológicos destas substâncias. É um facto que todas as espécies são tolerantes a uma certa amplitude da variação ambiental, mas a tolerância à poluição varia com a espécie e frequentemente entre indivíduos da mesma espécie. É frequente considerar-se que as espécies estuarinas são por determinação inata (genética), particularmente mais tolerantes à variação ambiental, dado a tensão fisiológica a que as especificidades do meio as sujeitam e à qual estão adaptadas (Andrade, 1986), quando comparadas com espécies marinhas ou dulceaquícolas. Daqui que seja vulgar extrapolar-se no sentido de se considerar o ecossistema estuarino com grande capacidade de receber poluentes de ordem vária, nomeadamente de matéria orgânica, a qual apenas realçaria os seus fortes gradientes e descontinuidades naturais. Contudo os limites de tolerância natural são uma certeza e devem ser determinados por forma a atingir-se um compromisso entre desenvolvimento industrial (e as consequências gerais que daí advêm) e a manutenção de níveis amenos de estabilidade.

O termo impacto a que a literatura se refere pode ocorrer directamente em alterações da componente física - abiótica - do sistema, mas os reflexos mais importantes ocorrerão na comunidade biótica, ou por efeito directo, ou mais indirectamente, dadas as repercussões que se farão sentir, advindas das alterações da componente física. De uma forma geral, serão aquelas, as que tomam dimensões mais preocupantes enquanto se pensar na dependência considerável do homem em relação ao equilíbrio deste meio, enquanto potencial produtor de biomassa para a sua subsistência. As respostas dos organismos estuarinos à poluição vão desde drásticas, para níveis elevados de poluição, com efeitos letais para toda a comunidade biótica, até quase inconsequentes para menores valores, em que normalmente é a fauna mais sensível que é afectada, sendo em parte eliminada, mas em que espécies mais tolerantes proliferam e se tornam mais abundantes. Assiste-se tipicamente nestes casos a grandes desequilíbrios, com uma redução da diversidade biótica e proliferação de espécies, que em pequeno número, mas por serem extraordinariamente tolerantes, apresentam elevados efectivos populacionais.

Uma aproximação ao fenómeno poluição *lactus sensus* pode ser tentada subdividindo o problema em duas situações distintas: a) matéria orgânica e b) compostos inorgânicos. Em termos gerais denomina-se “enriquecimento orgânico” qualquer adição de matéria orgânica para o meio, e “hipernutrição” à adição de nutrientes inorgânicos (e.g., fosfatos e azoto inorgânico) a partir da mesma fonte (McLusky, 1989).

a) Enriquecimento orgânico - as fontes de enriquecimento orgânico nos estuários são várias (a elas se faz referência mais adiante). A pouca informação pode levar a encarar qualquer emissão de matéria orgânica para o meio, como prejudicial. Tal, porém, não é o caso (cf 5.2.1.). A matéria orgânica é vital para o dinâmica do ecossistema estuarino, como base das cadeias alimentares detritívoras (McLusky, 1989). Distinguem-se, porém, duas situações de alteração do meio, que se sucedem num *crescendum* em resposta a níveis crescentes de descarga de efluentes orgânicos no meio estuarino:

i) o enriquecimento orgânico em pequenas quantidades; pode levar a alterações aceitáveis nos sistemas estuarinos; uma pequena quantidade de matéria orgânica, dispersa, pode ser imediatamente utilizada pelo ecossistema para induzir os níveis de actividade e produção biológica.

ii) um enriquecimento muito forte, que conduz a alterações “catastróficas” em que se observam mortalidades elevadas (McLusky, 1989). Os problemas surgem quando um grande volume de efluente orgânico é descarregado de forma contínua para um estuário com renovação de águas considerada baixa, ou quando se processam grandes descargas localizadas num só ponto (McLusky, 1989). Quando estão presentes quantidades de matéria orgânica em excesso, bactérias e outros microorganismos oxidam essa matéria à custa de todo o O_2 disponível na água. Estes fenómenos constituem-se particularmente graves no verão, altura em que se conjugam um menor fluxo de águas fluviais (para carreamento do efluente) com temperaturas mais elevadas (a concentração de O_2 na água variando inversamente com a temperatura). A actividade bacteriana nestas condições é mais elevada, e acelera-se a depleção do O_2 na água. Tal acontece em situações em que o O_2 deixa de ser o aceitador final da cadeia de electrões e passa a haver produção de sulfuretos ou metano (Moriarty & Pullin, 1987; Capone & Kiene, 1988 *in* Hussenot & Martin, 1995). A oxidação dos sulfuretos leva a uma ainda maior depleção de O_2 .

As alterações das comunidades bióticas podem ser detectadas, se seguidas através de processos de monitorização da sua composição. Em qualquer dos casos, estão subjacentes processos fisiológicos às alterações observadas na macrofauna. Todos os organismos respondem a alterações ambientais através de uma série de respostas, que vão desde pequenos ajustamentos metabólicos a comportamentos mais drásticos como a fuga do local ou a morte. As alterações que são visíveis a nível do comportamento dos

povoamentos tem naturalmente uma explicação com base fisiológica. A sequência dos efeitos da pressão fisiológica (*stress*) ambiental na fauna estuarina, é referida de forma muito sintética por Blacstock (1984 *in* McLusky, 1989). O organismo começa por detectar através dos seus receptores sensoriais as alterações de ambiente. Seguem-se ajustamentos metabólicos e/ou reacções comportamentais. Organismos móveis deslocam-se para fora da área afectada, organismos bentónicos tendem a penetrar mais fundo no sedimento, e organismos sésseis como *Bivalvia* fecham as valvas e esperam o retorno das condições iniciais. Dependendo do organismo e da pressão fisiológica, o animal pode recuperar as suas funções metabólicas, demonstrando aclimação às novas condições, ou se geneticamente seleccionado para suportar o *stress*, demonstrar adaptação. Em alternativa, o *stress* pode causar a morte ou sérias disfunções ao nível da reprodução ou crescimento, levando às alterações observadas nos níveis populacionais ou na composição das comunidades.

Actualmente, em resultado de determinações da composição das comunidades bióticas e da avaliação do potencial redox (E_h) do sedimento, ao longo de transectos estabelecidos a partir dos focos de emissão de matéria orgânica, pode-se estabelecer um padrão geral, comum a vários estuários, dos efeitos do enriquecimento orgânico (Pearson & Rosenberg, 1978 *in* McLusky, 1989). A medição do E_h revela a fonte de oxigénio utilizado na mineralização da matéria orgânica do sedimento. Demonstra-se assim que : 1) perto do efluente as condições são anóxicas, e têm-se valores de E_h negativos; Hussenot & Martin (1995) referem que no sedimento para valores de $E_h = -250$ mV ocorrem processos de metanogénese; para valores de $E_h = -200$ mV ocorre a redução de sulfato a sulfuretos; em consequência não subsiste qualquer macrofauna, encontrando-se eventualmente alguns Anellida; os valores de biomassa são como tal muito baixos; 2) com o aumento da distância, o sedimento passa a ser colonizado em grande abundância por animais “oportunistas” (aumento ligeiro da biomassa), na maioria pequenos Anellida; mantém-se baixa a diversidade, e sobe ligeiramente o E_h ; 3) Segue-se uma zona em que a abundância total volta a diminuir, mas surge um aumento da diversidade e biomassa, lendo-se, tendencialmente, valores mais elevados de E_h ; 4) A partir daqui surge a zona de transição em que os organismos oportunistas são substituídos por uma grande diversidade e riqueza faunísticas, devido ainda ao enriquecimento das águas pela matéria orgânica, agora dentro de valores baixos, próximos dos referidos anteriormente em i) - enriquecimento orgânico em pequenas quantidades; têm-se os valores mais elevados de biomassa, bem como de E_h ; para valores positivos da ordem dos +720 mV a oxidação da matéria orgânica dá-se por desnitrificação, tendo-se O_2 livre para valores de $+720\text{mV} < E_h < +740$ mV; 5) Por fim, em pontos afastados da fonte orgânica, a fauna retoma os seus valores normais para a zona considerada do estuário.

Um caso que é tomado como ilustrativo do que acaba de ser dito, foi o comportamento da comunidade biótica no Tamisa (McLusky, 1989): em consequência das descargas maciças de efluentes urbanos na primeira metade deste século, o meio encontrava-se completamente anóxico na secção média do estuário, sendo habitado exclusivamente por *Oligochaeta* e patos-bravos que se alimentavam de perdas de cereais para o meio. A ausência de peixe era total. A tomada de consciência de que este desequilíbrio tomou proporções de desastre ecológico, levou a uma redução daquelas emissões a partir dos anos sessenta, assistindo-se a um repovoamento natural, sucessivo, de espécies em que a cronologia do retorno reflectia as suas tolerâncias à evolução da melhoria da qualidade das águas e sedimentos. A enguia foi o primeiro exemplar ícteo a reaparecer, sucedendo-lhe outros peixes (36 espécies em 1975, incluindo o salmão) e aves. Tem-se actualmente uma grande diversidade de fauna invertebrada, com redução da densidade dos *Oligochaeta* que outrora proliferaram. Reconstituíram-se cadeias tróficas, com o reaparecimento de numerosas aves predadoras em resposta à maior diversidade de presas.

Em contraste com outras formas de poluição, os efeitos da poluição orgânica são no geral reversíveis, pelo que o ecossistema estuarino, devido à sua grande flexibilidade, pode suportar quantidades moderadas de poluição orgânica, bem como recuperar de forma relativamente rápida de efeitos violentos deste tipo de poluição (McLusky, 1989).

Como corolário, dever-se-á reter que a manutenção de focos emissores instalados, fixos, podem criar na área circundante qualquer dos cenários atrás referidos, consoante a carga orgânica lançada e a renovação de águas no controle da sedimentação. Condições de baixa concentração de O_2 ou mesmo anóxicas, conduzem em termos gerais à extinção da macrofauna natural do estuário e à sua substituição apenas por *Anellidae*, geralmente da classe *Oligochaeta*. Em áreas de níveis orgânicos mais elevados, até estes organismos podem desaparecer.

b) Compostos inorgânicos - a “hipernutrição” (McLusky, 1989), pode estimular o crescimento de fitoplâncton, num processo denominado eutrofização do meio. Significa isto que para além de enriquecimento orgânico, certos compostos adicionais são conjuntamente lançados no meio. Em estuários e águas marinhas, o principal responsável pelo fenómeno é o azoto. Os efeitos de eutrofização revelam-se em aumentos da densidade de fitoplâncton verde e de micro e macro algas bênticas, diminuição da transparência das águas de superfície e / ou deficiência de O_2 no sedimento de fundo, por vezes associado a mortalidades de fauna bêntica e peixe de fundo (Rosenberg, 1984, 1985 *in* McLusky, 1989). Durante o processo de eutrofização, podem ocorrer “*blooms*” de fitoplâncton que podem ser tóxicos (marés vermelhas) para outros organismos. Nas vasas intertidais a eutrofização revela-se em muitos estuários

pelo crescimento de grandes extensões de algas (e.g., do género *Enteromorpha* ou *Cladophora*) que asfixiam certos consumidores primários do bentos como bivalves, e proliferando outros como *Hydrobia*.

Fontes poluentes como esgotos, efluentes de aquacultura, lamas etc., contribuem sem dúvida com estes nutrientes para as águas dos estuários. Contudo está demonstrado que a maior fonte de azoto provém de drenagens de terrenos agrícolas fortemente fertilizados para os rios. McLusky (1989), refere que cerca de 50% do total de produtos azotados utilizados (em excesso) na agricultura se perde, indo por lixiviação ser introduzido em cursos de água.

Os efeitos de outros produtos lançados nos estuários, nomeadamente tóxicos da indústria química, em que se incluem os metais pesados, constituem formas de poluição a ser consideradas de foma diferente das anteriores. As diferenças no estado físico-químico são relevantes na consideração do impacto ambiental de qualquer poluente, mas as situações mais complexas surgem com *inputs* de matéria inorgânica deste tipo. Normalmente encara-se a água estuarina simplesmente como água marinha diluída, pelo que a aproximação aos efeitos do lançamento destes efluentes passa a ser considerada de forma semelhante (McLusky, 1989). No entanto esta aproximação é perigosa, porquanto as concentrações de muitos iões se desviam das diluições hipotéticas (esperadas) em águas estuarinas (McLusky, 1989), i.e. existe uma tendência para uma menor diluição em águas estuarinas para a mesma quantidade de nutriente que em águas marinhas. Certos iões não-metálicos como o fosfato, nitrato, silicato podem ser igualmente mais abundantes no meio estuarino do que em águas marinhas. A matéria orgânica dissolvida também se poderá encontrar em maior concentração nos estuários.

Um dos problemas graves que se põe diz igualmente respeito a iões metálicos. A distribuição de metais traço como ferro, manganês, cobalto, zinco, níquel, cobre e cádmio nos estuários é controlada principalmente pela distribuição e transporte de matéria particulada em suspensão, especialmente em situação de turbidez máxima (McLusky, 1989). Neste sentido, resulta que os grandes problemas que se levantam com as águas estuarinas derivam de oligoelementos - metais traço - que são lançados no meio associados a matéria particulada em suspensão e que aqui aparece sempre em maior concentração (Burton, 1980). O mesmo problema não é na generalidade considerado tão grave em águas marinhas, porquanto aqui os teores em particulados em suspensão são inferiores. Em estuários dever-se-á considerar a toxicidade dos metais para os próprios organismos estuarinos, e as concentrações que se observam destas substâncias em organismos que se constituem concentradores biológicos das substâncias. Ao contrário de outros poluentes, com os metais pesados observam-se fenómenos de bio-amplificação, i.e., observa-se um incremento das concentrações à medida que se sobe nos patamares das cadeias tróficas do ecossistema estuarino. Ao nível dos sedimentos,

passa-se que os metais lançados nas águas estuarinas de turbidez máxima, ligam-se rapidamente à superfície das partículas sedimentares finas ainda na coluna de água. À medida que estas partículas sedimentam, os metais pesados são gradualmente introduzidos em camadas sedimentares inferiores. Criam-se situações de elevada toxicidade por concentração destes sedimentos, sobretudo em estuários onde não se verifiquem actividades humanas de pesca ou outras que impliquem uma intervenção ao nível do sedimento.

Não será prematuro neste ponto fazer uma breve referência às formas de utilização dos estuários pelo homem, e que constituem a justificação da existência das fontes emissoras de poluentes a que este capítulo se refere, e ainda de outras formas de intervenção que modelaram as suas bacias naturais. Procura-se em síntese, fazer uma listagem dessas actividades.

Sete das dez grandes metrópoles mundiais situam-se em áreas adjacentes a estuários (Londres, Nova Iorque, Tóquio, Shanghai, Buenos Aires, Osaka, Los Angeles. Referência também para a distribuição geográfica em Portugal: Lisboa, Porto, Aveiro, Coimbra, Setúbal. As cidades desenvolveram-se junto a estuários devido ao seu papel natural de vias de transporte, locais de abrigo a condições climáticas adversas, e vias de ligação ao mar aberto. Daqui surgem modificações das suas margens para construção de portos de atracação, e a dragagens de fundo para navegação de maior calado. Coexiste com vista ao encurtamento de distâncias aos locais de escoamento de produtos, a utilização das margens como locais preferenciais de desenvolvimento industrial. A grande indústria metalúrgica, química ou refinarias, necessitam da conjugação de terreno plano (margens de estuários velhos) e boas vias de transporte. Sendo a disponibilidade de terreno plano finita, assiste-se a uma crescente ocupação das margens vasosas. Estas vasas, muito ricas em nutrientes são reclamadas igualmente para, por drenagem, serem por outro lado reconvertidas em terrenos agrícolas. A sua riqueza faunística permite desenvolver igualmente uma importante actividade piscatória (invertebrados bentónicos ou pelágicos e evidentemente espécies íctes). A toda esta actividade, sucede em paralelo a construção urbana para instalação das populações. A partir deste momento estão criadas condições para que os estuários passem a ser o local de recepção dos mais variados desperdícios. Considerem-se dois grupos: os efluentes industriais que vão desde águas doces aquecidas (centrais nucleares ou termoeléctricas) causando problemas para jusante, a descargas de uma complexa variedade de produtos químicos; do outro lado tem-se esgotos urbanos. Neste último caso, e em conclusão do anteriormente exposto, em quantidades pequenas, a descarga pode ser incorporada no ecossistema estuarino, constituindo apenas mais uma fonte de detritos a acrescentar às naturais (McLusky, 1989). No entanto, o que ocorre por regra, é que tratados ou não, os efluentes são em quantidades que vão causar grandes alterações ao nível da flora e fauna estuarinas (McLusky, 1989).

Apesar das várias utilizações desenvolvidas em estuários, a sua preservação a níveis que se desejam ecologicamente aceitáveis, constitui igualmente para o homem uma fonte directa e importante de contacto com a natureza. Nessas condições, aqui podem-se desenvolver actividades recreativas ou simplesmente constituir os únicos ecossistemas naturais que pode visitar, elegendo a tranquilidade das suas águas e paisagem, a locais de refúgio da convivência inevitável dos meios urbanos. As organizações de observadores de aves em particular, constituem actualmente um forte grupo de pressão, para a conservação das áreas naturais que ainda existem nos estuários.

5.5. Impacto das aquaculturas num meio estuarino

A literatura sobre incidências ambientais da aquacultura é abundante, abordando de forma mais ou menos aprofundada, consoante as áreas do globo ou o próprio tipo de aquacultura, todo o tipo de impactos que causam na sua envolvente ambiental.

Encontram-se as mais diversas referências a impactos respeitantes à ocupação de terrenos, alteração de paisagem, saúde pública, biodiversidade, consumo de recursos energéticos por transferência de biomassa para alimento das espécies cultivadas (Beveridge *et al.*, 1994). Todas estas referências são enquadradas nos ambientes em que se desenvolve a produção: marinho aberto, estuarino, lagunar, águas fluviais, ou no tipo de estruturas: jaulas flutuantes, tanques, etc. Porém, dadas as diferentes políticas ambientais de diferentes países, que se reflectem num interesse diferenciado na abordagem do problema, resulta que a quantidade de informação publicada é variável, sendo por vezes escassa sobre determinados domínios relativos a esses impactos.

No caso das pisciculturas marinhas apenas existe muita informação para salmoniculturas em gaiolas (países nórdicos), com características muito próprias de cultura em meio relativamente confinado, como são os fiordes, e que dominam os totais de produção em cativeiro. Existe porém a dificuldade em transpor a experiência dos países nórdicos para outras áreas, por exemplo os países asiáticos, em que as condições ambientais são muito diferentes (Alves, 1992).

Na síntese da literatura sobre este tema, procura-se com particular interesse abordar os impactos em ambiente estuarino, local onde se desenvolveu o presente trabalho. De entre os impactos das aquaculturas, procura-se pelas mesmas razões dar ênfase à questão da qualidade dos efluentes das unidades de crescimento, com base nos efeitos que poderão determinar no meio envolvente. A referência a meio envolvente, engloba as águas (meio de recepção), os sedimentos e as biocenoses que em cada um daqueles se desenvolve. Saliente-se num primeiro ponto, que em Portugal existem muito poucos estudos relativos aos impactos de pisciculturas em regime semi-intensivo

aproveitando águas estuarinas (Brogueira *et al.*, 1994). O problema que aqui se pretende discutir não tratará especificamente, como se referiu, este regime de produção, que constitui o objecto deste estudo, mas procurar-se-á alargá-lo a uma aproximação ao problema numa vertente mais geral, em que se inclui os vários regimes de cultivo e várias espécies, com particular interesse nos vertebrados aquáticos. Por último, refira-se que as opiniões encontradas de diversos autores sobre o assunto, são em muitos casos pouco convergentes, ressaltando posições que vão desde radicais quanto ao efeito dos efluentes, até mais contemplativas. A fim de tentar abarcar o máximo de informação, propõe-se aqui dividir o capítulo em duas partes:

- uma parte de âmbito geral, em que se referem quais os *outputs* das aquaculturas, os factores que são mais determinantes da qualidade dos efluentes e generalidades sobre esses impactos;

- referências de carácter mais específico, apontando para situações concretas.

1 - Generalidades

A prática da aquacultura leva a *outputs* que incluem não só os produtos cultivados, mas igualmente desperdícios (effluentes): estes incluem alimento não ingerido, fezes e urina. Estes *outputs* consistem em sólidos orgânicos e nutrientes orgânicos e inorgânicos dissolvidos, como o azoto (N) e o fósforo (P) (Beveridge *et al.*, 1994). Ainda segundo o autor, vários estudos de monitorização confirmam que os efluentes de aquaculturas se caracterizam por volumes consideráveis, e pela sua relativa fraca concentração, quando comparados com outras indústrias. Alves (1992) refere que a sua qualidade não difere muito da dos esgotos urbanos. Contudo, as concentrações dos efluentes variam com a unidade de produção que se estude, sendo factores determinantes da qualidade dos efluentes: i) o tipo de cultivo: em jaulas ou em tanques (anon, 1996; Alves 1992); ii) a intensidade do regime (anon, 1996; Beveridge *et al.*, 1994); iii) as espécies cultivadas; iv) as condições naturais do ambiente receptor; v) tipo de alimentação e vi) quantidade de água utilizada (Beveridge *et al.*, 1994).

Verificou-se que na generalidade, a abordagem aos estudos dos impactos de pisciculturas, segue um padrão substancialmente constante:

Define-se o regime de cultivo e a espécie;

Estima-se os *inputs* de matéria orgânica; consideram-se de entre os micronutrientes presentes os que são considerados maiores potenciais poluidores (maior impacto), e faz-se a sua determinação; para tal:

Estima-se a % nutriente que é incorporada;

Estimam-se perdas: dos nutrientes na forma de alimento não ingerido, fezes ou outra matéria excretada

Consideram-se os resultantes destes *inputs*, tendo em conta que parte fica no sistema e parte é libertada para o meio, onde ficam disponíveis para, produzir ou não impactos. Beveridge (1994) refere que os impactos da aquacultura são raramente positivos, por vezes neutros, mas na maior parte dos casos negativos, sendo este grau variável. No geral os impactos vão resultar de alterações nos níveis de fitoplâncton, na actividade heterotrófica, e qualidade de sedimentos.

À escala mundial, a principal aquacultura estuarina dedica-se ao cultivo de marisco, maioritariamente camarão, caranguejo, ostras, amêijoas e mexilhão. Assiste-se actualmente a um incremento da cultura de vertebrados marinhos (McLusky, 1989), tendo-se dados de 1985 que referem valores de apenas 18% do total para este último cultivo (Krom *et al.*, 1985). Enquanto a maioria do peixe que penetra os estuários não é explorada comercialmente, porque não desperta interesse, outras espécies são intensivamente exploradas. O salmão, a truta marinha e enguias atravessam os estuários, vindos do mar para os rios, e muitas unidades comerciais exploram-nos. Debate-se o problema que advém das emissões das águas em que estas espécies são cultivadas.

Os impactos devem ser avaliados em grande parte com base no regime mais ou menos intensivo de produção e cultura em tanque ou jaula. Nas pisciculturas marinhas referem-se geralmente duas formas de manter cativo o peixe para engorda: em jaulas suspensas ou flutuantes no meio das águas, ou em tanques no solo, que podem ser de fundo de terra ou de betão. Cada um destes processos tem as suas especificidades, levanta problemas distintos, pelo que as estratégias de avaliação dos impactos no meio por eles produzidos são distintas e aplicadas para cada caso. Do impacto no meio referente a aquacultura intensiva, começa-se por se considerar a cultura em jaula.

As aquaculturas em jaulas flutuantes são constituídas por módulos instalados no corpo de água e ancoradas nas margens. A sua forte dependência da qualidade da água do meio, da qual depende directamente o êxito da exploração, poderá à partida induzir à conclusão de que não haverá razões para preocupação dado que o principal prejudicado da qualidade da água é a espécie cultivada. Contudo, ela vai constituir uma fonte contínua de material alóctone para o meio, o qual numa perspectiva de médio e longo prazo, alterará as qualidades físico-químicas e biológicas da água e dos sedimentos e a estrutura trófica da comunidade biótica (Alves, 1992). Os efluentes deste sistema de engorda não são muito diferentes dos efluentes urbanos em termos de CQO (carência química de O₂) e CBO (carência biológica de O₂), nutrientes e sólidos em suspensão (Galhano *et al.*, 1988 *in* Alves, 1992). Embora constituam uma fonte localizada de

poluição, esta é libertada para o meio de uma forma difusa, difícil de prever, quantificar e controlar. No entanto estima-se (Anon., 1996), que a aquacultura em jaula produz mais desperdícios por unidade de peixe produzido, do que a aquacultura em tanques, entrando estes produtos directamente no meio, sem perspectivas de serem tratados. Como se verá, esta quantificação torna-se mais facilitada em aquacultura de tanques, dada a canalização dos efluentes. Os desperdícios libertados para o meio aquático constituem o maior impacto destas aquaculturas (Beveridge *et al.*, 1994) e que são referidos por Galhano *et al.* (1988 *in* Alves, 1992) como sendo:

- restos de alimentos, fezes, mucosas e escamas do peixe, que tendem a sedimentar no fundo; resíduos metabólicos solúveis, como CO₂ e urina; produtos farmacêuticos e outros químicos adicionados.

Estes elementos, por processos de transformação vários, irão induzir alterações do meio (Beveridge *et al.*, 1994), que na generalidade dos estudos se consirera ser o aumento dos teores em N (azoto) e P (fósforo), de material particulado em suspensão, da CQO e da CBO na água, diminuição do O₂ dissolvido e aumento da matéria orgânica e nutrientes no sedimento e alterações na sua estrutura Galhano *et al.* (1988 *in* Alves, 1992). Mais concretamente, as repercussões da presença destes compostos no meio seriam:

- impactos na coluna de água: em águas marinhas o fenómeno de hipernutrição (por incorporação de N e P no fitoplâncton) não atinge valores apreciáveis (Beveridge *et al.*, 1994; anon, 1996), dados os efeitos de diluição em volumes de água que são elevados e às suas taxas de renovação (Beveridge *et al.*, 1994). Observa-se contudo aumentos de amónia ou de oxigénio dissolvido (OD) muito localizados e de curta duração dentro ou imediatamente à volta das jaulas. Consequentemente existe pouca evidência de fenómenos de eutrofização, excepto em locais relativamente fechados (baías) (Beveridge *et al.*, 1994). Anon., (1996) refere contudo que no Báltico, apesar de não se detectar eutrofização do meio, produzem-se efeitos significativos de crescimento de macroalgas e quebras na produção de peixe. Pode-se dizer no entanto, que, numa perspectiva mais alargada, é notório que a aquacultura costeira contribui significativamente para os níveis de nutrientes nas águas. Este fenómeno em meios mais fechados, geralmente dulceaquícolas leva à eutrofização do meio e a “blooms” daquelas algas. Ainda nestes meios, os maiores teores de matéria orgânica dissolvida aumenta a CQO e a CBO (anon., 1996).

- impactos no sedimento : são produzidos entre 300 e 1000 Kg de sólidos por tonelada de produção de peixe, caindo a maior parte para o fundo imediatamente por baixo e à volta das jaulas, onde se decompõe (Beveridge *et al.*, 1994; Anon., 1996) ou imediatamente a juzante de uma área de descarga (Beveridge *et al.*, 1994). Detectam-se três zonas bênticas com características diferentes: (i) uma zona anóxica (com total

ausência de O₂), com sedimentos enriquecidos por carbono azoto e fósforo, mas completamente desprovida de macrobentos e com produção de sulfobactérias que colonizam a superfície, devido a emissões de gases de fundo (sulfuretos, metano); (ii) uma zona orgânica, designada oportunista, geralmente restrita a 30 m das jaulas, mas extensível a 200 m, em casos de hidrografia específica ou em unidades de cultivo mal geridas. Nesta zona a diversidade de organismos macrobênticos é baixa, embora se encontrem elevadas densidades de espécies oportunistas (e.g., poliquetas marinhos); (iii) uma zona que se estende para além desta, onde a diversidade e riquezas específicas retomam os valores normais (Beveridge *et al.*, 1994; anon. (1996). Ocorrem contudo diferenças entre sistemas implantados em climas tropicais ou temperados (anon., 1996).

Em resumo, fezes, alimento não ingerido e urinas de aquacultura intensiva em jaulas, podem causar reduções ou alterações na biodiversidade, principalmente de forma indirecta, através de reduções na diversidade de habitats. Como resultado final tem-se uma simplificação das cadeias tróficas e uma redução da eficiência de reciclagem de energia e nutrientes. Pensa-se que pode igualmente haver efeitos a uma escala regional, mas apenas agora começam a ser quantificados (Folke, 1988,1992; Folke *et al.*, 1993).

Apenas uma pequena fracção da aquacultura marinha é desenvolvida em tanques. Uma das razões apontadas para tal, são os problemas que derivam da qualidade da água em tanques de águas marinhas (Krom *et al.*, 1985). Acontece ainda, que existem numerosas aproximações a estudos da qualidade em tanques de água doce (Hepher, 1962; Norriega-Curtis, 1979; Boyd, 1979; Boyd, 1982, *et al. in* Krom *et al.*, 1985), sendo poucos os trabalhos desenvolvidos em tanques de águas salgadas (Korringa, 1976; Motzkin *et al.*, 1982; Krom *et al.* 1985b,c *in* Krom *et al.*, 1985). No caso concreto das pisciculturas de robalo e dourada, para além de serem sistemas de cultivo que se iniciaram há menos tempo (10 - 15 anos), o menor número de unidades em actividade e muito diversas quanto aos métodos e rotinas, fez com que só muito recentemente, se iniciassem estudos sistemáticos que irão permitir a elaboração de tabelas indicativas quanto aos valores de alguns parâmetros caracterizadores dos efluentes, face a cada tipo/sistema de cultura.

Neste tipo de aquacultura, a intensidade do regime é considerada determinante na qualidade do efluente e dos seus impactos. Contudo os efluentes de tanques funcionam como focos de descarga , causando efeitos semelhantes aos considerados para jaulas (anon., 1996). Os regimes geralmente considerados são o extensivo, semi-intensivo e intensivo. Apontam-se algumas características, gerais, a nível do globo:

- regime intensivo: muito comum na Dinamarca para a produção de truta, e na Ásia para produção de camarão. Tem sido alvo de preocupação em ambos os casos pela

qualidade dos seus efluentes, que causam impactos muito localizados e substanciais nos lagos e áreas costeiras em que são descarregados;

- regime semi-intensivo: é o método de produção dominante na Ásia. Aqui, os efluentes têm tendência para ficar retidos nos sedimentos de fundo dos tanques. Contudo, durante as drenagens, são lançadas para o meio envolvente grandes quantidades de matéria ressuspendida dos fundos (anon., 1996);

- regime extensivo: é um método em que, quando aplicado por exemplo a mexilhão ou algas em estuários, na altura das capturas fase no geral considerada a mais crítica), resulta uma remoção equilibrada de nutrientes, pelo que não se observam fenómenos de eutrofização do meio. Apresenta contudo alguns impactos, mas que se reduzem a (anon., 1996): reduções na biomassa do fitoplâncton. Isto significa, sendo meios em que se estabelecem cadeias tróficas equilibradas, um défice de alimento para o zooplâncton, com consequências para a cultura de bivalves. Trabalhos desenvolvidos nos países nórdicos, sugerem que seria necessária a intensificação da cultura para se começarem a produzir efeitos negativos, por exemplo a nível da fauna. Contudo, na Ria Arosa (Espanha), a produção de 100 000 t de mexilhão provocou a substituição de zooplâncton como herbívoro dominante por outros moluscos, e o desaparecimento de copépodes com larvas de organismos da epifauna, anteriormente fazendo parte do zooplâncton dominante. Observam-se ainda: aumentos de amónia e fósforo dissolvido na coluna de água; aumento da produção primária através da estimulação da reciclagem de nutrientes, directamente através da amónia ou de outras excreções solúveis, ou indirectamente através da remineralização de fezes ou outra matéria orgânica.

2 - Referências a estudos concretos

Em Portugal existem já alguns estudos que abordam directamente os impactos de pisciculturas em meio estuarino quer em regime extensivo, quer semi-intensivo. Dois desses estudos referem-se concretamente à evolução das condições ambientais no meio receptor, neste caso o estuário do Sado. A metodologia empregue é universal, procedendo-se à determinação dos parâmetros químicos e biológicos mais relevantes na coluna de água e a evolução ou por acumulação ou por reconversão das respectivas fracções nos sedimentos da área circundante. Brogueira *et al.* (1994) verificaram que numa piscicultura em regime extensivo ao longo de um período de 1992, na coluna de água não se observam alterações significativas dos níveis de matéria orgânica (MO) e NH_4^+ . Por outro lado registam-se aumentos na concentração de clorofila α , fosfatos (PO_4^{3-}) e silicatos (SiO_2). Os valores mais baixos de O_2 não desceram dos 81% dentro do tanque. Nos sedimentos, observaram que houve decréscimo de MO, fósforo total e amónia nas estações localizadas no estuário, mais próximas da piscicultura, sendo estes

valores iguais ou mesmo inferiores aos observados dentro do tanque. Isto sugere que neste caso não se observam efluentes com águas suficientemente menos oxigenadas que as normalmente observadas no estuário (um impacto que é vulgarmente considerado nas neste tipo de abordagem e que constitui fundamento para críticas). Da mesma forma, a carga orgânica não é produzida na piscicultura e acumulada nas vasas estuarinas em quantidade pelo menos quantificável. O mesmo se passou na detecção de P-adsorvido ou para a amónia. Baseando-se a cultura extensiva no alimento natural disponível, estes resultados indicam haver uma remoção de nutrientes, particularmente N e P, pelo que os autores concluem que neste caso particular, a cultura extensiva não tinha impacto no meio receptor. Estudo semelhante é efectuado para um regime semi-intensivo, que por definição inclui um *input* directo no tanque sob a forma de alimento. Observou-se na estação quente do ano um aumento progressivo das concentrações de nutrientes (PO_4^{3-} , NH_4^+ , SiO_2 , Pt e clorofila α na coluna de água. No sedimento do tanque as concentrações de Pt diminuem, o que pode indicar a sua mineralização, libertação para a coluna de água, provocando eventualmente o aumento dos teores de fósforo e clorofila α , na água posteriormente lançada no estuário. Estes níveis são no entanto considerados baixos, porquanto ficou demonstrado que i) inicialmente os teores em Pt e respectivas fracções, bem como em MO e NH_4^+ no alimento eram muito superiores aos determinados no sedimento inicialmente presente no tanque; ii) as concentrações em Pt e das respectivas fracções terem sofrido um decréscimo e das concentrações de NH_4^+ permaneceram estáveis durante o crescimento do peixe; iii) mostram que o alimento foi bem doseado e não contribuiu para o enriquecimento do sedimento, não tendo portanto impacto ambiental na piscicultura e no meio receptor. Por outro lado as alterações de concentração de O_2 diss. e amónia mostraram que a actividade fotossintética foi suficiente para manter níveis elevados de OD durante o dia, com resposta imediata a um sistema de arejamento accionado durante a noite. Os resultados obtidos indicam que o impacto do efluente aquícola, correspondente a este tipo de exploração semi-intensivo é reduzido, em termos de alteração do estado de eutrofização do meio receptor.

Em termos eventualmente não generalizáveis, fica a percepção de que os regimes extensivos em tanques são por definição não poluidores, e que com uma gestão adequada, nomeadamente na alimentação e regime de renovação de águas, os regimes semi-intensivos podem não constituir impactos para o meio receptor.

Na ausência de tabelas apropriadas para esta actividade em Portugal, o IPIMAR e o ICN, depois dos estudos levados a efeito na Área de Reserva Natural do Estuário do Sado (por definição, zonas mais sensíveis e com características ambientais próprias e de valor conservacionista específico, optou, pela indicação dos seguintes valores para o licenciamento de unidades de aquacultura semi-intensiva, nessa mesma área:

Condições de rejeição de efluentes:

pH: fora do intervalo 6,5 - 9,0

CBO (carência bioquímica em O₂): 25 mg l⁻¹

N total: 15 mg l⁻¹

P total 2 mg l⁻¹

Matéria particulada em suspensão: 35 mg l⁻¹

Neste caso é de referir que se trata de repositórios para os efluentes, situados em zonas muito sensíveis sob o ponto de vista de conservação da natureza.

Pensa-se que sobre este assunto se devem ressaltar algumas considerações:

- *A priori* deve-se considerar para qualquer unidade duas situações distintas, mas com amplitudes de qualidade dos efluentes diferentes: o regime de laboração dito “normal” em que se procede ao crescimento / engorda do peixe e a situação de pescaria, que geralmente envolve, pontualmente, uma amplificação dos parâmetros químicos e biológicos daquelas águas durante esse período.

- Pretendendo-se discutir quais os efeitos directos ou indirectos da emissão de efluentes com valores de parâmetros que são, num caso agora geral, considerados causadores de impactos para o ambiente, devem-se nesse caso discutir os parâmetros, e a sua dinâmica / importância em termos absolutos e comparativos com outros parâmetros.

- A condicionar a qualidade / concentração dos efluentes está também o tipo de meio em que o peixe é mantido: tanques em terra ou betão, ou jaulas flutuantes.

- Outra questão directamente relacionada com as características dos efluentes, é a qualidade do alimento fornecido, o seu metabolismo e as técnicas de maneio utilizadas (tipo e formas de administração das rações, triagens, eventuais desinfecções e tratamentos preventivos e/ou curativos).

- Outra questão ainda é o nível de consciencialização do produtor para avaliar a qualidade / concentração do efluente lançado para o meio. Os efluentes originados têm características próprias. O que se pretende ao abordar a questão poluente / não poluente, é avaliar se as concentrações de determinados parâmetros são suficientemente superiores às existentes no meio que funciona como repositório, para o alterar para além do que possa ser considerado tolerante, em termos de alterações físicas, químicas ou biológicas. Para tal, os parâmetros geralmente determinados são:

O₂ dissolvido

Carência bioquímica em O₂

Carência química em O₂

NH₄+NH₃-amônio

N total

P total

Matéria em suspensão

Carga microbiana dos efluentes

Sistemas abertos, semi abertos, taxas de renovação

Percentagens dos nutrientes que são incorporadas na biomassa e perdas

Libertação para o meio na forma de mat. diss. ou particulada

Tendências sazonais dos *inputs*

6. Caracterização do meio

Faz-se uma caracterização do meio onde se desenrola o presente estudo, numa abordagem do geral para o particular. Faz-se uma breve referência à climatologia da região. Segue-se uma caracterização do estuário do Mira com incidência nas características hidro-dinâmicas, edáficas e paisagísticas. Descreve-se a estrutura e funcionamento da piscicultura estudada e finalmente justifica-se a delimitação da área de estudo.

6.1. Climatologia - a costa do Sudoeste Alentejano

Globalmente, o clima da região da bacia hidrográfica do rio Mira pode ser classificado como sub-húmido, apresentando um período seco de Maio a Setembro e um período húmido de Novembro a Abril (Loureiro *et al.*, 1984 *in* Andrade, 1986) com precipitações anuais médias de 667mm (Bettencourt, 1992). Daqui resulta um fluxo médio anual de água doce para o estuário de cerca de 225×10^6 m³/ano ou 7,13m³/s (Bettencourt & Matos, 1988, *op. cit.*). Este valor não traduz contudo a irregularidade e torrencialidade do caudal do rio que se reflecte na dinâmica do estuário. De facto em anos secos, o fluxo de água doce na bacia chega a ser quase nulo durante o verão; pelo contrário no inverno atingem-se picos superiores a 900 m³/s.

A temperatura do ar varia entre valores médios de 8 e 11°C durante os meses de inverno (Dgrah, 1982 *in* Bettencourt *et al.*, 1992), atingindo os 20-25°C no verão (Loureiro *et al.*, 1984 *in* Paula, 1993).

A amplitude térmica das águas na secção terminal do estuário está fortemente condicionada pela temperatura das águas marinhas. Estas variam entre 13°C no inverno e 20°C no verão. Mais para montante a tendência é para a temperatura do mar ser superior à do rio nos meses mais frios e inferior nos meses quentes. Paula (1993), refere variações para montante respectivamente entre 12 e 25°C, pelo que o diferencial térmico é superior no verão e se acentua com o aumento da distância à foz.

A insolação é elevada, com cerca de 2950 horas por ano (Bettencourt, 1992).

O vento é um factor condicionante importante na costa Oeste. A sua direcção dominante é de NW, predominando as direcções N e NW especialmente no verão e SE e SW no inverno (Bettencourt, 1992).

6.2. Caracterização geral da secção terminal do estuário do Rio Mira

Em termos físicos, o rio Mira é o mais importante curso de água a desaguar na costa Alentejana (Andrade, 1986). Nascendo na Serra do Caldeirão a uma altitude de 470m, o seu curso desenvolve-se ao longo de 145 Km, vindo a desaguar junto a Vila Nova de Milfontes.

O curso do Mira pode ser dividido em quatro troços distintos segundo a sua orientação (Andrade, 1986). Um primeiro troço em que desce a Serra do Caldeirão com orientação NNW. Depois, e até ao nível de Sabóia corre em direcção ao WSW. Toma então a direcção NNW até à volta do Moínho da Asneira, onde inflecte marcadamente para W mantendo esta direcção até desaguar junto à barra de Milfontes. (Fig.2)

Esta divisão reflecte a inserção do rio em termos geomorfológicos (Feio, 1951 *in* Andrade, 1986), determinando igualmente a zona do rio de influência estuarina. Esta abrange sensivelmente as duas últimas secções, estendendo-se para montante até cerca de 40 km da costa, o que corresponde a cerca de 27,5% do seu curso (Silva,1991), ou seja, a parte do leito do rio que se desenvolve na planície litoral, de fraco declive. O limite a jusante desta zona de influência estuarina é provavelmente determinado pela Serra do Cercal, contra a qual a planície litoral termina por um abrupto (Andrade, 1986).

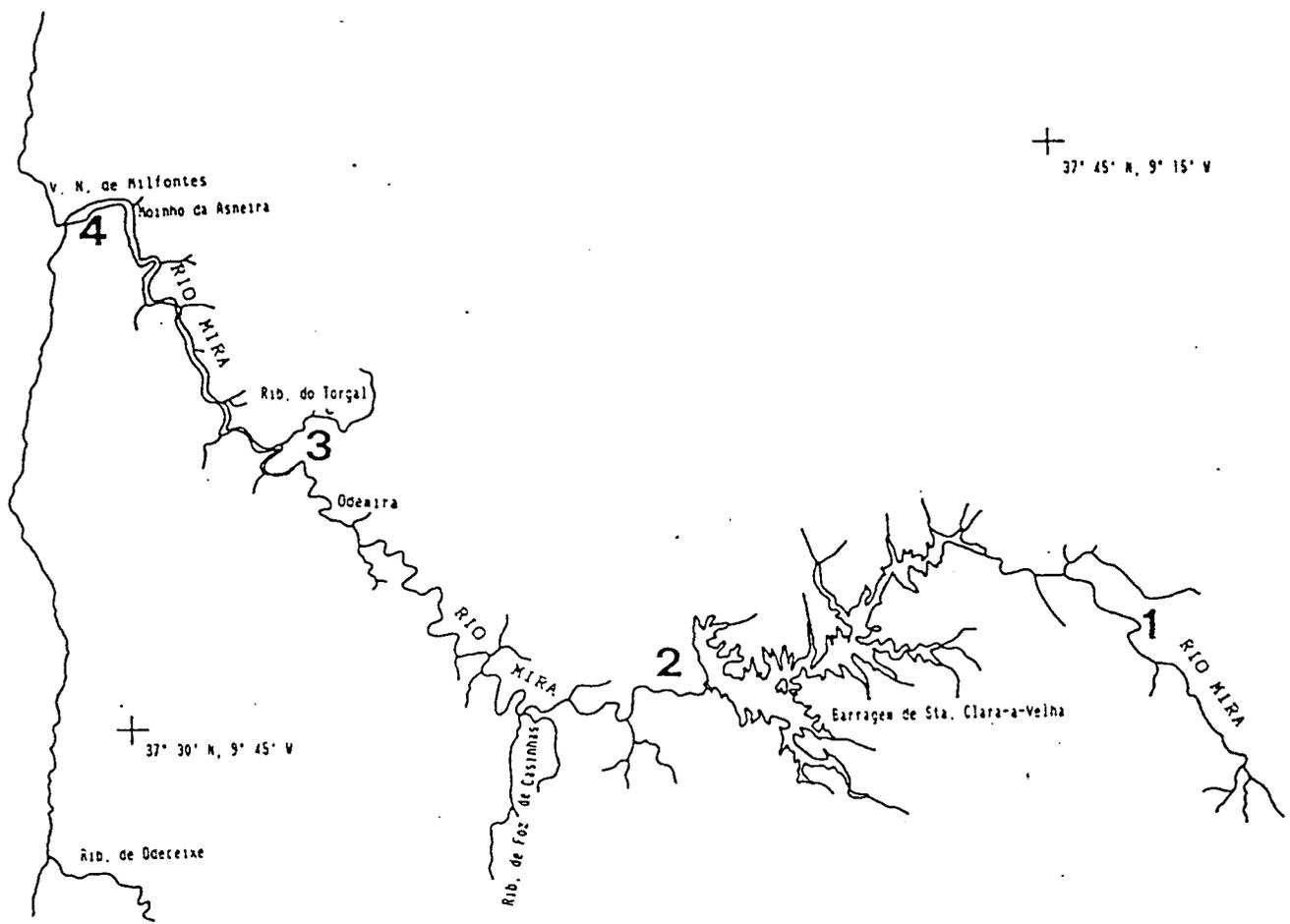
O local onde se desenvolveu este estudo situa-se na secção mais a jusante (última secção), definida portanto pela barra do rio e o meandro do Moínho da Asneira.

Em termos morfológicos o perfil longitudinal que se observa nesta secção permite igualmente inseri-la na secção do rio classificada como fortemente envelhecida (Andrade, 1986). De facto, constata-se a presença de um fraco declive e a ausência de desnível. O próprio meandro, muito pronunciado, onde se localiza a zona de amostragem reforça este aspecto.

6.2.1. Regime de marés, circulação hidrológica e salinidade

O balanço hidrológico, considerado em termos da importância relativa do caudal fluvial e do prisma de maré, definido como o volume de água movimentado entre preia-mar e baixa-mar (Vicente & Oliveira, 1979; Day,1981 *in* Andrade,1986), permite avaliar a natureza da circulação estuarina (Hansen & Rattray, 1966 *in* Andrade, 1986). Esta circulação irá depender nomeadamente do regime de marés e da estrutura morfológica do leito do rio.

Andrade (1986) observou que a secção terminal do rio Mira é um sistema sujeito à acção de maré, em que o fenómeno de maré é dominante em relação ao



Escala 1:250000

Figura 2 - O curso do Rio Mira. Compartimentação morfológica (Extraído de Andrade, 1986)

escoamento fluvial, apresentando-se deficitário em determinados períodos do ano. A proximidade desta área ao mar e as amplitudes de maré que aí se verificam, determinam que, segundo Silva (1991), o regime de maré tenha uma penetração de massa de água de características marinhas para montante, que atinge os 7,5 km em preia-mar de águas-vivas e 2,5 km em preia-mar de águas-mortas. Isto significa que de facto, em regime de marés-vivas (Andrade, 1986), o fenómeno de maré vai corresponder à deslocação para montante e para jusante, num trajecto de 7,5 km, de todo o gradiente estuarino associado. Da movimentação destas águas vai depender a capacidade de carreamento (e depuração) de cargas poluentes lançadas na fase terminal do estuário.

De facto, observou-se que a estação em que se desenvolveu o trabalho se situava em plena área de influência de marés, com circulação bi-diurna de águas em sentidos opostos.

A circulação hidrológica do rio é igualmente determinada pela estrutura morfológica do seu leito. Em termos gerais a circulação do Mira é marcadamente dirigida segundo uma direcção paralela às margens (Andrade, 1986), embora apresente uma componente perpendicular, dirigida de Norte para Sul e correspondente à divergência entre as direcções de enchente e vazante (Silva, 1991). No entanto, a dimensão da sua secção terminal provoca resultantes de corrente diferentes no canal Norte e canal Sul, por acção da força de Coriolis (Paula, 1993).

Consoante a largura do leito do estuário, também se estabelecem um ou mais canais de circulação. Nas áreas de maior largura, e independentemente do coeficiente de maré correspondente, em baixa-mar estabelecem-se junto a cada margem, canais de circulação separados por cabeços sedimentares de orientação longitudinal (Andrade, 1986). Em áreas onde se verifica o estreitamento do leito, observa-se a reunião desses canais num canal único. Se bem que o estuário do rio Mira apresente na sua maior parte um leito único (Paula, 1993), na parte terminal surgem zonas de leito duplo (Andrade, 1986). Este autor refere uma variação na morfologia do leito nesta fase terminal do estuário, tendo-se uma situação de canal único no Moínho da Asneira, e para jusante, de leito duplo na ponte de Milfontes, canal único no cais, novamente leito duplo na praia da Foz e finalmente canal único na barra do rio (Fig. 3).

Andrade (1986), refere que em secções de canal único como é o caso do meandro do Moínho da Asneira, o campo de velocidade da corrente é caracterizado pela ocorrência de valores marginais nulos e de um máximo sobre a vertical correspondente à profundidade máxima. Esta é contudo reduzida em toda a secção terminal do estuário. O conhecimento da dinâmica nas margens, veio a revelar-se importante na compreensão de fenómenos de recirculação de águas observados em preia-mar no sapal em frente à piscicultura e na definição dos períodos de amostragem de águas. Observou-se de facto que na zona em que se desenvolveu o processo de amostragem se verificavam correntes

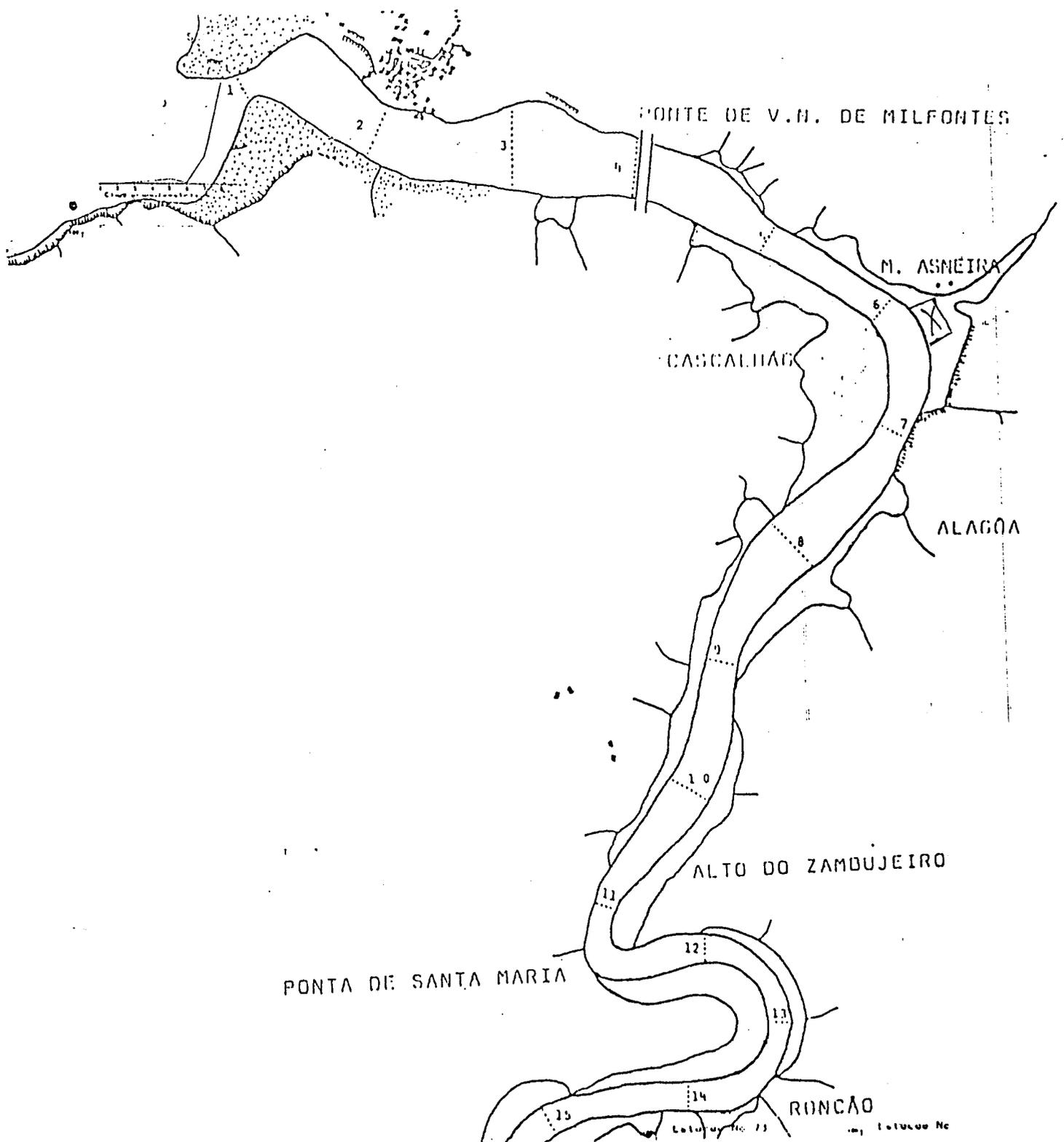


Figura 3 - Secção terminal do Rio Mira , com localização do Moínho da Asneira
 (Extraído de Andrade, 1986)

com uma componente perpendicular à margem, sendo a componente paralela mais evidente em períodos mais próximos da baixa-mar.

Esta circulação condiciona igualmente a natureza dos sedimentos e o coberto vegetal nas margens.

Como refere Andrade (1986), no carreamento e deposição sedimentar haverá em termos estritamente mecânicos dois parâmetros a considerar, o calibre da partícula e a velocidade de transporte pela corrente. A dado diâmetro da partícula vai corresponder uma velocidade limite de transporte, abaixo da qual a sedimentação ocorre, determinando deste modo a calibração sedimentar. Do forte hidrodinamismo da zona terminal do estuário e da proximidade do mar, resulta aqui a deposição de areias médias bem calibradas de origem marinha (Silva, 1991). Mais para montante, ainda antes da volta do Moínho da Asneira, a meandrização e a fraca corrente junto às margens menos expostas (cf. 6.1.) favorece o aparecimento de zonas onde ocorre a deposição de material fino. Observa-se então que ao longo de toda uma secção que se inicia a juzante do Moínho da Asneira e que se prolonga por uma extensão de 13,5 km para montante (Silva, 1991), se formam vasas com uma reduzida componente arenosa, distribuindo-se maioritariamente sobre a margem convexa de zonas de meandrização.

Nestas margens vasosas desenvolvem-se formações de vegetação halofílica que totalizam cerca de 300 ha (Bettencourt, 1992). São áreas de sapal que têm limites bem definidos - a área de influência de marés é visível através da presença de vegetação característica. Observou-se que correspondem na zona do Moínho da Asneira a zonas intertidais, com submersão total da vegetação em preia-mar de marés-vivas e apenas parcial em marés-mortas. Nestas últimas o tempo de emersão em baixa mar das fracções mais ribeirinhas observou-se ser curto. A distribuição do coberto vegetal na vasa não é homogénea, sendo especialmente afectada pela formação de canais de escorrência de águas resultantes principalmente de duas situações: corrente estuarina com componente perpendicular durante a vazante e canais de descarga de água resultante de actividades humanas.

Em conclusão, pode-se dizer que em termos genéricos a localização da piscicultura sai beneficiada pela proximidade da foz, com picos de maré ainda elevados que permitem boas taxas de renovação de água e simultaneamente fraco hidrodinamismo - local protegido. Por outro lado a torrencialidade do caudal do rio faz-se sentir, observando-se o carreamento de grandes quantidades de materiais de origem vária, o que condiciona pontualmente a periodicidade da renovação de água na piscicultura, por obrigar ao encerramento temporário das comportas.

Sendo o estuário do rio essencialmente determinado pela influência do fenómeno de maré, a sua componente marinha, sobretudo na secção terminal, é

marcadamente dominante em relação ao escoamento fluvial, este praticamente insensível durante uma importante fracção do ciclo anual (Andrade, 1986). De entre os parâmetros físicos na generalidade abordados, a salinidade é o parâmetro com grande relevância na determinação da circulação hidrológica de estuários, porquanto é independente da produção primária e não é afectado pelas trocas de matéria que se verificam entre as margens e as águas estuarinas.

A salinidade é sensivelmente constante junto à barra (Andrade, 1986; Silva, 1991), observando-se maiores variações quer numa perspectiva de gradiente contínuo, quer de carácter sazonal quando se caminha para montante.

A violência de circulação que se estabelece na barra da secção terminal do estuário impede a estratificação salina, observando-se dos resultados de Andrade (1986), (Fig. 4) que a coluna de água se mantém homogénea em qualquer maré, tanto em preia-mar como em baixa-mar. Mais para montante acentuam-se os fenómenos de estratificação vertical. No trajecto da secção terminal do estuário aqui considerada (entre o cais de Milfontes e a secção onde se situa a piscicultura) observa-se que a coluna de água se mantém homogénea durante o período de marés vivas, tanto em preia-mar, como em baixa-mar. No primeiro caso a salinidade mantém-se aproximadamente constante nos três níveis medidos e com valores da ordem 37,5 g l-1. No segundo caso mantém-se a homogeneidade aos três níveis, mas com uma ligeira descida dos valores da salinidade para 30 g l-1. Situação diversa se observa nos períodos de marés mortas em que a estratificação salina é marcada praticamente em toda a extensão do estuário nas duas situações de maré. Observam-se intervalos de variação de estratificação aproximados de 25 a 37,5 g l-1.

No sistema de classificação de Veneza referido por Andrade (1986), pode-se dizer que a porção terminal do estuário compreende duas secções: zona euhalina junto à barra, adquirindo carácter polihalino na volta do Moínho da Asneira.

Do regime observado e seguindo a classificação de McLusky (1989), o Mira é um rio deficitário a maior parte do ano, prevalecendo mais notoriamente esta característica nesta secção terminal.

Em termos gerais, Andrade (1986) conclui da importância do efeito de maré no estabelecimento do gradiente de salinidade estuarino nesta secção, sobrepondo-se notoriamente ao regime de descarga do estuário, directamente decorrente do escoamento da sua bacia hidrográfica. Numa análise mais fina, no entanto, os limites de salinidade encontrados em cada secção vão depender fortemente das condições hidrológicas do momento que são consequência da época do ano, situação de maré e condições meteorológicas (Paula, 1993).

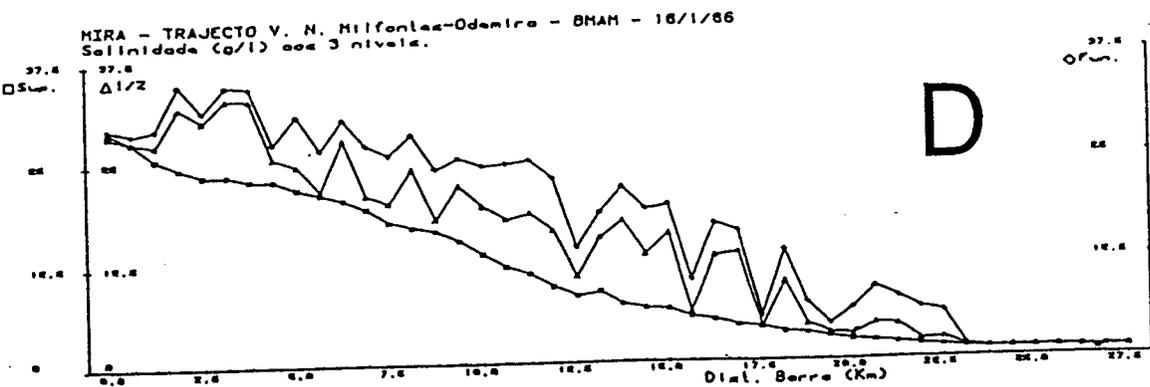
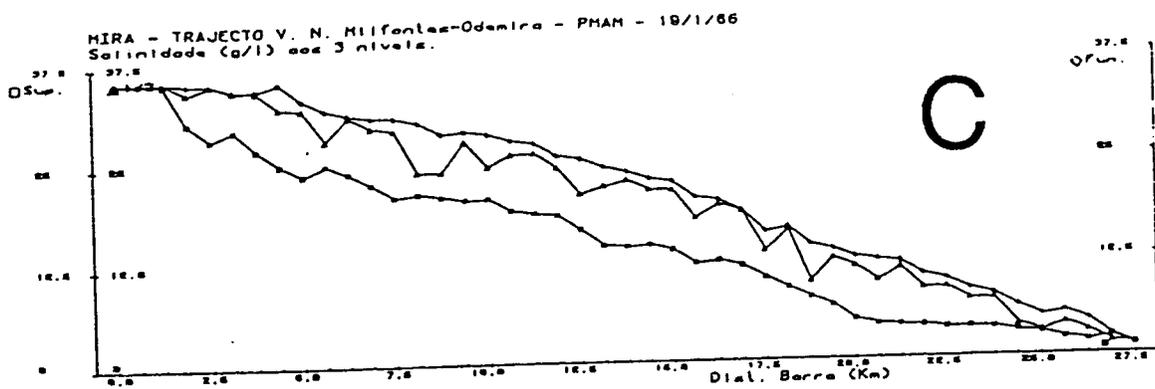
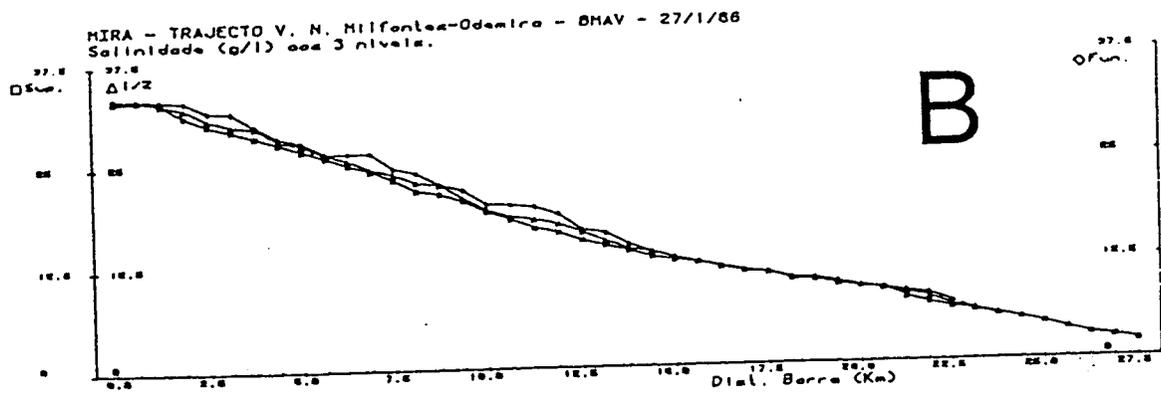
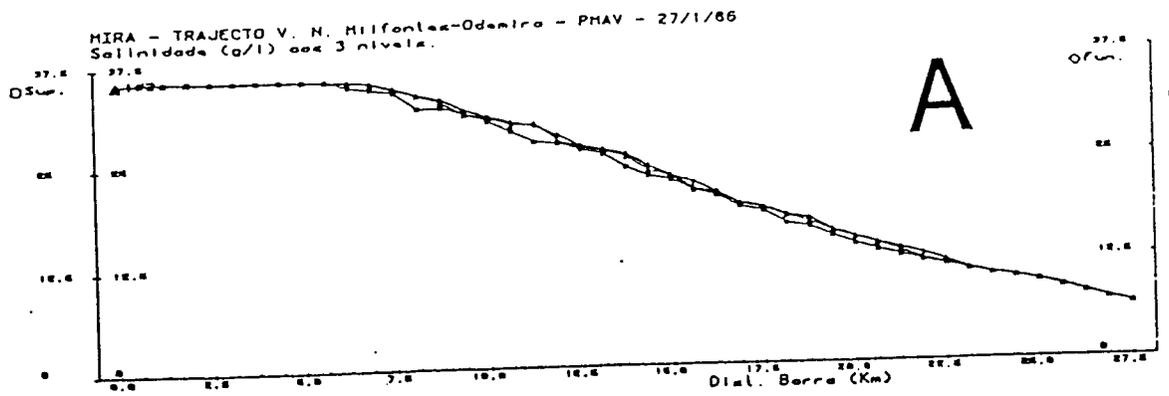


Figura 4 - Distribuição da salinidade a 3 níveis nas 4 situações de maré (Extraído de Andrade, 1986)

6.2.2. Seston e nutrientes

A natureza química das águas estuarinas está em grande parte condicionada pelas transferências de matéria entre as margens de sapal e vasosas e as águas. A uma produção nas margens superior ao consumo aí verificado, corresponde uma transferência para o estuário (Teal, 1962; Odum & de La Cruz, 1973; Settlemyer & Gardner, 1975; Heine & Flemer, 1976; Happ *et al.*, 1977; Valiela *et al.*, 1978; Turner, 1979 *in* Bettencourt *et al.*, 1992), e o contrário numa situação de consumo superior à produção (Vegter, 1975; Wolf, 1977, 1979; Van Emden *et al.*, 1977; Dankers *et al.*, 1984; Danais, 1986 *in* Bettencourt *et al.*, 1992). Bettencourt *et al.* (1992), refere que neste estuário esta transferência ocorre com um balanço significativamente positivo das margens para o estuário, pelo que é notável assistir-se a um relativo oligotrofismo das suas águas. Este estuário apresenta comparativamente a outros, valores baixos de nutrientes (Bettencourt *et al.*, 1992). Este facto pode estar de alguma forma relacionado, pelo menos na fase terminal do estuário, com a deslocação para montante e jusante em cada maré da massa de água ao longo de uma grande extensão (c.f. 6.2.1.) e o igualmente baixo oligotrofismo das águas marinhas de renovação (Bettencourt *et al.*, 1992). Referem-se os intervalos de valores da concentração média encontrados por (Bettencourt *et al.*, 1992) para os mesmos parâmetros que os considerados neste estudo:

Matéria orgânica em suspensão (seston orgânico): 5,8 - 45 mg l⁻¹

Amónia (NH₄⁺): 0,7 - 29 µmol l⁻¹

Nitrito (NO₂²⁻): 0,08 - 0,46 µmol l⁻¹

Nitrato (NO₃²⁻): 0,4 - 24 µmol l⁻¹

Azoto total: 1 - 98 µmol l⁻¹

Fosfato (PO₄³⁻): 0,26 - 3,2 µmol l⁻¹

Silicato (SiO₂): 2,8 - 110 µmol l⁻¹

6.2.3. Ocupação da zona envolvente da piscicultura

Na secção terminal do estuário destaca-se na margem Norte o núcleo urbano de Vila Nova de Milfontes, em crescimento desequilibrado, sem infra-estruturas que acompanhem esse crescimento (Bettencourt, 1992). Mais para montante surgem na planície da encosta povoados dispersos e quintas agrícolas. Nesta secção, destaque ainda para uma unidade hoteleira contígua à área de estudo. Vários pedidos de licenciamento

para actividades de aquacultura têm sido indeferidos (Bettencourt, 1992), sendo a unidade do Moínho da Asneira a única em actividade.

7. Delimitação e caracterização da área de estudo

7.1. Delimitação da área de estudo

Esta delimitação foi estabelecida em função (i) da natureza e interdependência dos parâmetros a estimar, e (ii) das possibilidades de trabalho de campo.

Em relação ao ponto (i) consideraram-se duas situações: a área a delimitar para amostragem de sedimentos, e os pontos de relevância para amostragem das águas. Da correlação existente entre os dois resultou que a área de estudo de sedimentos se circunscreveria à zona do estuário passível de influência mais significativa dos efluentes da piscicultura e aos sedimentos do tanque #4, e que para determinação da qualidade das águas se estabeleceriam pontos que representariam descontinuidades dentro do ciclo - contínuo - de circulação das águas na piscicultura.

Quanto ao ponto (ii) ponderaram-se essencialmente questões de exequibilidade de amostragem e tratamento de dados.

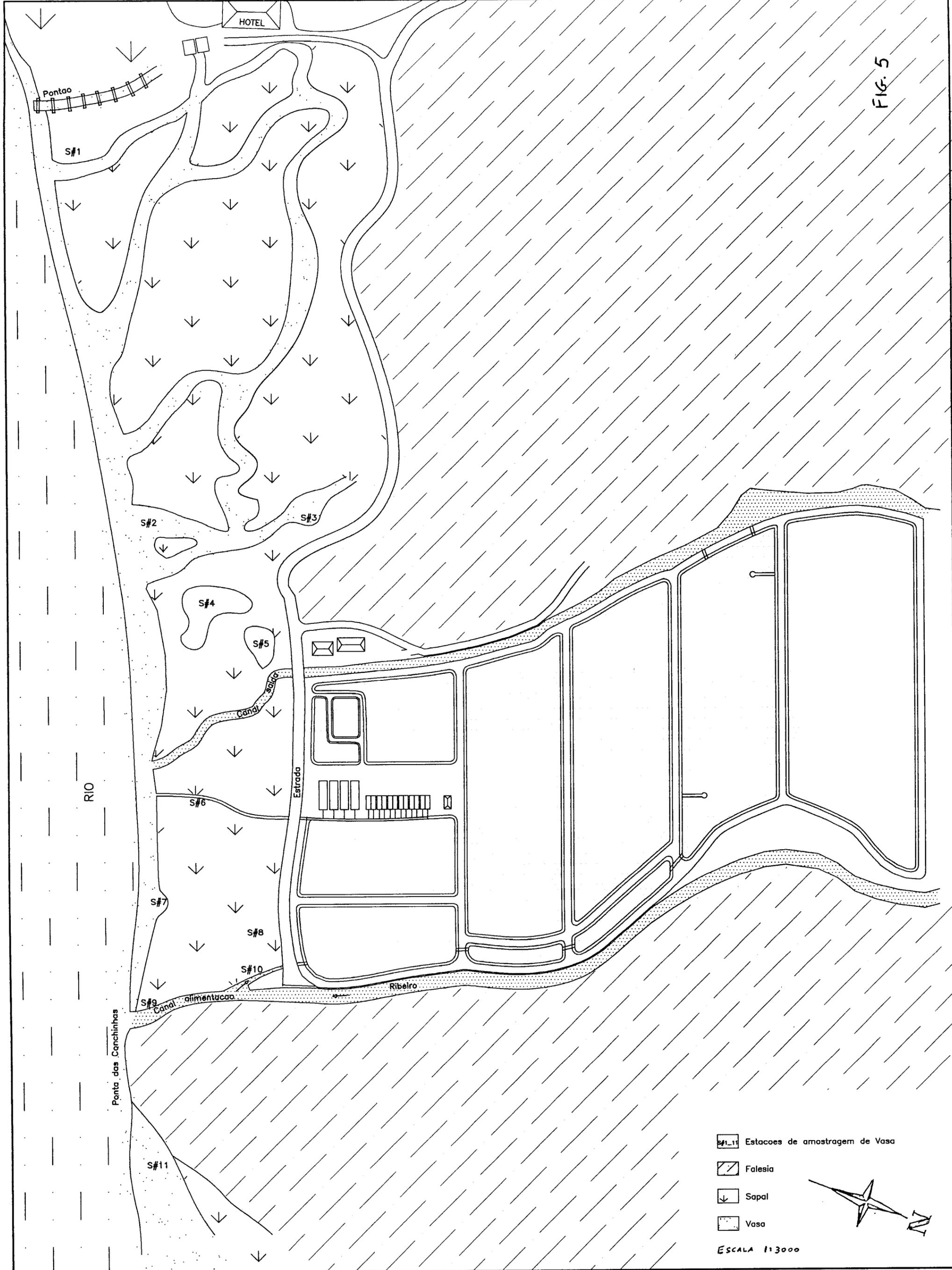
Em relação à abordagem dos sedimentos realizada no exterior da piscicultura abandonou-se a perspectiva de alargar a área de caracterização para além da zona ribeirinha da secção terminal do estuário em frente à piscicultura. Por um lado são escassos e difíceis os acessos ao rio na margem Norte quer a montante, quer a jusante da frente ribeirinha, bem como na margem Sul, oposta portanto à unidade. Por outro lado, e concretamente em relação ao sapal com acesso a partir da piscicultura, a prossecução de objectivos de caracterização de uma área mais alargada, teve de ser inserida no conjunto de condições reais com que se deparou durante as amostragens experimentais de vasa que aqui se realizaram. De facto, a progressão no terreno revelou-se difícil, sendo no entanto o factor mais limitativo a um maior alargamento da área de amostragem, o curto tempo de exposição do sapal, sobretudo em marés-mortas, e a morosidade da amostragem. Pretendiam-se caracterizações realizadas numa só maré e não alargar o período de amostragem a marés consecutivas, em que entretanto algum factor poderia pontualmente afectar a qualidade do sedimento.

Apesar da relativamente curta extensão longitudinal desta margem, resultou ser considerável a área de sapal exposta em baixa-mar na frente da piscicultura, dada a estrutura batimétrica muito plana e sem declive (c.f. 6.2.) nesta secção terminal do

estuário. Corresponde ao lado côncavo do meandro, área onde o hidrodinamismo é muito fraco, com correntes de maré que nas zonas mais altas do sapal praticamente não se fazem sentir. Resulta ser uma zona de sedimentação pelo que se pensou ser uma boa área de influência da piscicultura a caracterizar: em situação de vazante os cursos de água com origem na descarga da piscicultura e que meandrizam através do sapal fazem a descarga directa dos efluentes no rio, pelo que serão carreados para juzante, sendo por isso difícil delinear as áreas que influenciarão. Contudo, observou-se que durante um período relativamente alargado e que antecede a estofa de preia-mar e se prolonga por algum tempo para além desta, por desfasamento hidrodinâmico em relação ao regime de marés no rio, a descarga da piscicultura continua a fazer-se. O fraco hidrodinamismo que neste período aqui se verifica implica um certo tempo de residência destas águas sobre o sapal, pelo que em 24 horas se têm duas situações de maré susceptíveis de permitir alguma influência dos efluentes sobre as vasas de suporte ao sapal.

Desta forma definiu-se para o sapal uma área de amostragem compreendida entre a Ponta das Conchinhas e o molhe de acesso ao rio, pertencente à unidade hoteleira do Moínho da Asneira (Fig.5). Pareceu importante tentar perceber se se detectam influências resultantes da unidade hoteleira e como tal não atribuíveis directamente à piscicultura. Determinou-se um ponto além da ponta das conchinhas.

Em relação à piscicultura, houve igualmente necessidade de reduzir a área estudada a apenas uma parte do sistema quer para as águas, quer para os sedimentos. Constatou-se que existe um desfasamento dos ciclos de crescimento de cada tanque, a que correspondem cargas de peixe diferentes. O que se observa em termos quantitativos ou qualitativos em determinado período de tempo num tanque não pode como tal ser extrapolado para os outros. Tal implicaria o acompanhamento e observação simultânea dos 5 tanques da piscicultura. Resultou por questões de exequibilidade do trabalho de campo, a necessidade de restringir o estudo apenas a (i) estritamente um dos tanques da piscicultura (tanque #4) para sedimentos e (ii) a este tanque e seus canais de alimentação e de descarga de efluentes para as águas. Pensa-se que desta forma se atingirão os objectivos de a) o observado no tanque #4 neste período do seu ciclo servir para explicar o que se passa num sistema deste tipo, e aí poder ser extrapolado para o que se passará noutros tanques quando em igual fase de crescimento e b) através da avaliação da qualidade das águas de alimentação e dos efluentes da unidade como um todo, traduzir a generalidade do que em termos médios se passa na piscicultura. A haver comportamentos com picos de poluição no ciclo de um tanque, a monitorização do tanque #4 deverá revelá-lo, mas dado o desfasamento dos tanques, as características dos efluentes comuns observadas a partir da saída geral, traduzirão a amortização dessa amplitude por efeitos de diluição, obtendo-se um padrão de qualidade média dos efluentes descarregados no estuário em termos de comportamento geral da piscicultura.



S#1_11 Estacoes de amostragem de Vaso

Falesia

Sapal

Vaso



ESCALA 1:3000

7.2. Caracterização da área de estudo

A abordagem de um sistema em relação ao qual não se disponha à partida, de quaisquer dados, implica uma caracterização de aspectos essenciais da área de estudo, para compreensão da sua dinâmica com vista à interpretação dos resultados e ao desenvolvimento de uma estratégia de amostragem. O conhecimento do regime de marés tem uma importância fundamental no desenvolvimento de um trabalho deste âmbito. Permite compreender a circulação que se observa em frente à piscicultura, na própria piscicultura e estabelecer uma calendarização e definição dos pontos de amostragem quer para águas, quer para sedimentos.

a) Circulação de águas - a circulação de entrada e de saída das águas na unidade é dependente da situação de maré, e com uma circulação unidireccional. O regime de circulação (aberto), o trajecto das águas e várias situações pontuais são factores de que deverá depender ou levar a ponderar a definição do local e número de estações. O regime de alimentação faz-se através de um canal único que desagua num tanque de recepção a partir do qual a água é distribuída pelos tanques de engorda. O tempo de residência da água nos tanques é em situação normal igualmente definido pela situação de maré, pelo que a prisms de maré diferentes deverão corresponder determinadas taxas de renovação e tempos de residência das águas nos tanques. A colecta destas águas é feita num canal de saída comum para todos os tanques de engorda e maternidade da piscicultura. Os tanques de pré-engorda possuem um canal emissor para o estuário próprio.

Tendo em conta o referido, são ainda de referir as seguintes observações feitas na piscicultura, úteis para a definição dos pontos de amostragem (a denominação destes foi arbitrária e serviu apenas para padronizar a nomenclatura ao longo do trabalho):

Estação #1 - A Comporta Geral de Entrada (Fig. 1) é um ponto representativo da qualidade da água que entra no sistema. São águas estuarinas, e a sua qualidade pode ser tida como referência para comparação com diferenças na qualidade observadas noutras estações. São as águas que aqui circulam que vão alimentar todos os tanques da piscicultura. Não será correcto considerar um ponto no próprio estuário como estação representativa das águas que entram no sistema, uma vez que junto do canal que liga o estuário à piscicultura (Fig. 1) desagua uma ribeira, que embora com débito reduzido, necessariamente exercerá alguma influência na qualidade da água, sendo portanto uma mistura destas águas que entra no sistema. Paula (1993), refere a este propósito que se observa uma descontinuidade salina neste ponto, presente tanto na preia-mar como na baixa-mar de águas mortas. Aceita-se portanto que para além desta variável, outras possam ser afectadas. Ao longo dos cerca de 100m de canal, observa-se frequentemente alguma actividade de pescadores na captura de moluscos e anelídeos na vasa, e a navegação e amarração de pequenas embarcações. As alterações de água por

ressuspensão de sedimentos que em resultado ocorram entre aqueles dois pontos poderão ser irrelevantes para os objetivos de perceber o que se passa dentro do sistema, mas a informação junto à entrada é pelo exposto, necessariamente mais precisa.

Na comporta de entrada propriamente dita, observou-se que o hidrodinamismo do lado exterior era muito fraco durante largos períodos de tempo, admitindo-se como tal deste lado, alguma estratificação na coluna de água, nomeadamente de matéria particulada de maior dimensão, e que seria portanto arrastada para o sistema, sobretudo nos níveis inferiores da coluna. Após a passagem em cascata pela comporta admite-se uma homogeneização da coluna de água, pelo que a juzante da comporta se deverão ter valores médios da qualidade da água.

Estação #2 - Observou-se que ocorre um tempo de residência significativo das águas no reservatório de recepção de água, a partir do qual se faz a distribuição para todos os tanques. Após a estofa de preia-mar e quando o nível no estuário baixa, a própria massa de água neste reservatório provoca o fecho da comporta, não havendo retorno desta água para o estuário. Só após o nivelamento das águas do reservatório com as águas dos tanques de engorda, agora em estofa de baixa-mar, é que se observa nova alimentação. É de esperar que durante o tempo de residência da água neste reservatório ocorram alterações, pelo que pontos de colheita mais próximos da comporta de alimentação do tanque são mais representativos da qualidade da água que entra no tanque em estudo (tanque #4). Observou-se que o débito de água que passa na Comporta de Entrada do Tanque #4 é muito menor que na estação anterior, dado representar apenas parte da água que entra no sistema, não se verificando nunca grande turbulência quer a montante, quer a juzante da comporta, mesmo em situação de marés vivas. Observam-se contudo alguns vórtices a jusante da comporta, pelo que se pensa que aqui poderá ocorrer uma mistura imediata da água que entra com a já existente no tanque. Ponderando o baixo hidrodinamismo em ambos os lados da comporta, o qual poderá permitir alguma estratificação da coluna de água e a presença de vórtices a juzante, pensa-se que as águas a montante da comporta são melhores indicadores da qualidade da água que entra no tanque #4.

Estação #3 - No tanque #4 faz-se a engorda de *D. labrax*. (cf. 4.1.) É nesta parte do circuito considerado que ocorrem os *inputs* para o sistema. A cota de água do tanque tem uma variação entre um mínimo de 1,50 m em marés mortas e 1,80 m em marés vivas. Os prismas de maré são superiores a esta variação dado o *momentum* da massa de água ao longo do circuito. A partir de alguns metros da comporta de entrada não são já visíveis efeitos de circulação de águas. Na comporta de saída verifica-se igualmente algum hidrodinamismo. Em cada extremidade e perto das comportas existem plataformas onde se procede à alimentação do peixe, observando-se como tal momentaneamente grande agitação e turbidez nas águas (cf. 7.2.). No entanto observou-

se que em todo o tanque subsistiam fenómenos de ressuspensão de sedimento, facto esse atribuído à movimentação do peixe, dado que tal ocorria mesmo em situação de ausência total de vento. No meio do tanque a circulação de água é demasiado lenta para ser perceptível. Pensa-se que nestes locais de menor perturbação ocorram os processos químico-biológicos que dada a maior estabilidade do sistema, traduzam de forma mais representativa o que se passa neste ou noutro tanque com *inputs* e cargas de peixe semelhantes, (pelo que é relevante definir uma estação de amostragem a meio do tanque #4).

Estação #4 - A descarga de água inicia-se pela Comporta de Saída do Tanque #4 a partir do momento em que, após a estofa de preia-mar e tendo o tanque atingido a cota máxima, (dizer que é inferior ao rio dada a capac. da comp.) a cota de água no estuário volta a ser mais baixa que a do tanque. A corrente observada nesta comporta é relativamente mais violenta a meio da vazante que na comporta de entrada a meio da enchente. As águas de saída neste ponto deverão ser representativas como tal, de tudo o que constitui *output* do tanque #4 para o estuário quer a nível de coluna de água, quer de sedimentos ressuspendidos.

Estação #5 - Canal Geral de Saída. Conforme referido, pela última comporta do circuito, faz-se a descarga de todos os efluentes dos tanques de engorda e da maternidade. Esta estação será representativa da quase totalidade dos *outputs* da piscicultura para o estuário, sendo a excepção os tanques de pré-engorda. Observou-se uma grande violência das águas na passagem pela comporta, bem como o acesso à água dificultado pelo grande declive das paredes do canal. Teve-se em consideração a existência de uma ponte sobre este canal, prevendo-se alguma dificuldade em se proceder a colheitas naquelas condições.

Durante esta fase de observação do sistema de águas, ficou evidente o período de tempo relativamente alargado que representaria o processo de amostragem em si, e a dependência da dinâmica das marés a que este processo está sujeito. Significa isto que se deverá articular o período de coheita de amostras com o horário das marés, ou seja, para que as amostras sejam representativas da água estuarina que bi-circadiariamente entra e sai da piscicultura, quer em MM quer em MV, se deverá seguir no tempo a circulação da água no sistema. Não se tendo dúvidas (Godinho, 1997) de que a taxa de renovação de água não se aproxima dos 100% em cada maré, será objectivo iniciar-se a amostragem a meio do período de enchente junto à entrada, acompanhar a estofa a meio do tanque e terminar na fase da vazante à saída, de forma a aproximar eventualmente as amostragens sempre à mesma massa de água. Sobre o horário de marés e circulação das águas nos canais e tanques da piscicultura, refira-se ainda que:

i) O ponto da costa mais próximo com dados relativos a marés é o Porto de Sines. Na carta de localização da unidade (Fig. 3), observa-se que esta se situa cerca de

5 km a montante da foz do Mira, havendo desde logo duas situações a considerar: por um lado a diferença de horário das marés neste ponto da linha de costa - foz do Mira - em relação a Sines, e por outro o gradiente de atraso com que as marés se fazem sentir nos estuários, em pontos a montante da Foz. Refira-se ainda que um ponto na margem de um meandro do rio é um local com desfasamento adiantado em relação às águas a meio rio (Andrade, 1986), e com circulação marginal quase nula. A observação de corrente a partir da margem mostrou-se imprecisa dado o efeito de sobreposição do vento em relação ao movimento da água.

ii) Em segundo lugar, observaram-se fenómenos de alguma recirculação de águas na piscicultura. Dado o desfasamento entre o rio e a circulação nos canais de Entrada e de Saída, observa-se que no início da enchente, havendo já entrada de água pela Comporta Geral de Entrada, ainda ocorre a vasante da piscicultura. Uma parte da água, que não é possível quantificar, mas que devido a fenómenos de diluição se julga ser pequena, sai da Comporta Geral de Saída da piscicultura e reentra na Comporta do Canal Geral de Entrada (Fig 1). Isto ficou parcialmente provado ainda com o lançamento de laranjas junto ao Canal de Saída e que se verificou seguirem a linha de margem com a corrente ascendente, muito fraca, e virem dar à pequena enseada (Fig. 6) junto ao Canal de Entrada.

iii) Para definir o período de amostragem seria conveniente utilizar-se as tabelas de marés disponíveis para a zona, referentes ao Porto de Sines, apenas como referência para o estabelecimento de regimes de marés-mortas e marés-vivas e cálculo aproximado da ocorrência de estofas de maré. É que resultou que fosse por observação *in situ* que se tivesse tentado determinar os momentos precisos de estofa, no sapal em frente à piscicultura. Para este efeito recorreu-se inicialmente a largar algumas laranjas nas águas a fim de determinar o sentido da corrente. Mais tarde, e por que se observou ser por vezes difícil ou mesmo impossível a recolha das laranjas, optou-se pelo lançamento de restos de plantas do próprio sapal, igualmente de flutuabilidade reduzida, não sendo como tal afectados pelo vento.

b) Sedimentos - na caracterização de sedimentos consideram-se duas áreas de estudo, os solos do tanque #4 e a zona de vasa/sapal em frente à piscicultura.

Observou-se num primeiro levantamento efectuado ao tanque#4, que a granulometria do solo era relativamente heterogénea, que apresentava em alguns locais deposição de material muito fino e com aspecto que o distancia do que se observa num solo de salina recentemente desactivada. Esta heterogeneidade deve reflectir (i) o regime de circulação de águas anteriormente definido, pelo que na definição de pontos de amostragem o factor hidrodinamismo - e.g., efeitos de arrastamentos de fundo nas

comportas de entrada e saída e sedimentação junto a alimentadores e a meio do tanque - deve ser tido em consideração e (ii) a alimentação do peixe que decorre sempre nos mesmos locais, pelo que também a carga de peixe não está distribuída homoganeamente em todo o tanque. A área a amostrar é de cerca de 3 ha, e encontra-se submersa durante todo o ciclo de crescimento do peixe. Apenas pontualmente entre o fim e o início de um novo ciclo, o tanque é totalmente esvaziado e os solos ficam expostos ao ar para mineralização por períodos de alguns meses.

Na frente ribeirinha à piscicultura, a vasa está na sua quase totalidade colonizada por vegetação de sapal. Esta não existe numa faixa de largura aproximadamente constante e paralela a todo o comprimento do rio em baixa-mar (Fig. 6). Encontra-se igualmente recortada por canais de escoamento naturais e de influência dos efluentes escavados pela retracção das águas durante a vazante. As áreas onde não existe vegetação sugerem ser bons pontos de amostragem de vazas. Observou-se que quer em marés mortas, quer em marés vivas a área fica totalmente exposta na baixa-mar e coberta na preia-mar. Verificou-se que dado o baixo declive (cf. 6.2.) o tempo de submersão do sapal não variava muito com a distância à linha de baixa-mar, sendo os períodos de imersão e emersão relativamente rápidos. A área em consideração é de dimensão apreciável (Fig. 6).

Entende-se que os pontos de amostragem devem ser definidos de forma a contemplar estas observações.

ESTOFA DE BAIXA—MAR 12:20

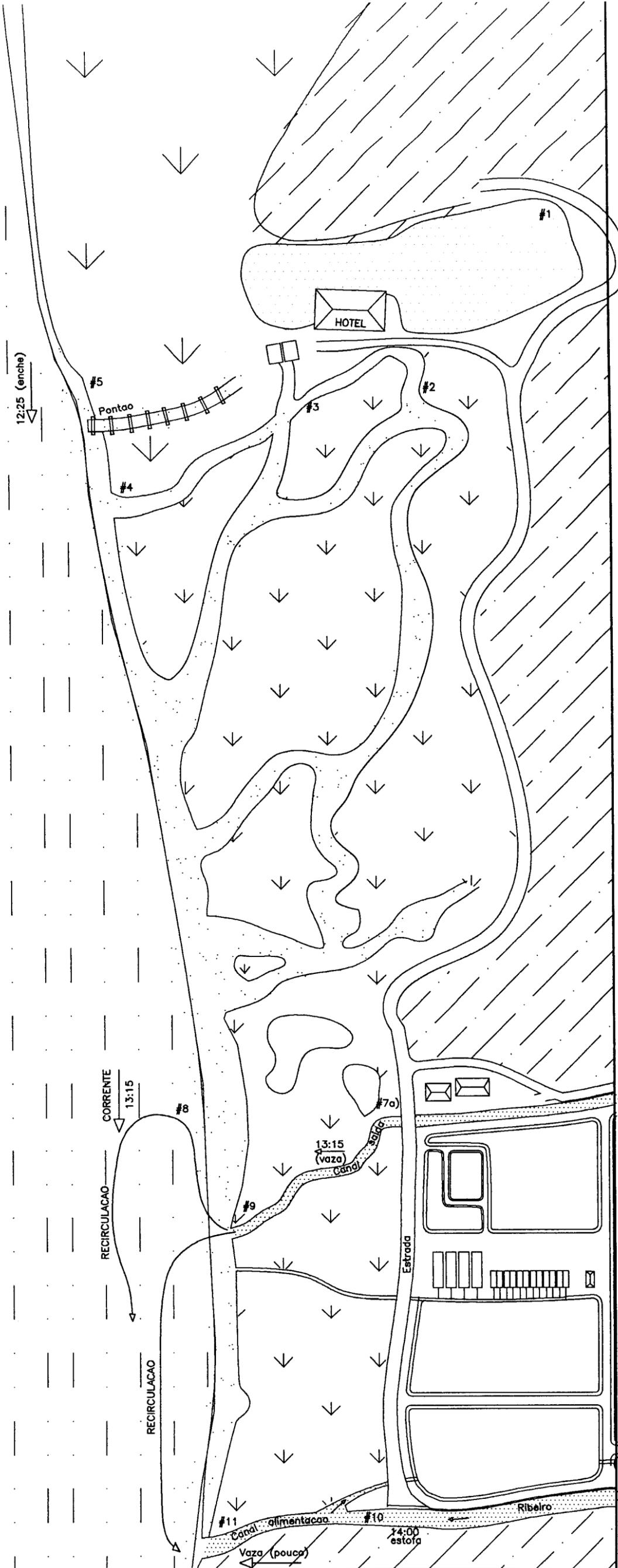
RIO MIRA

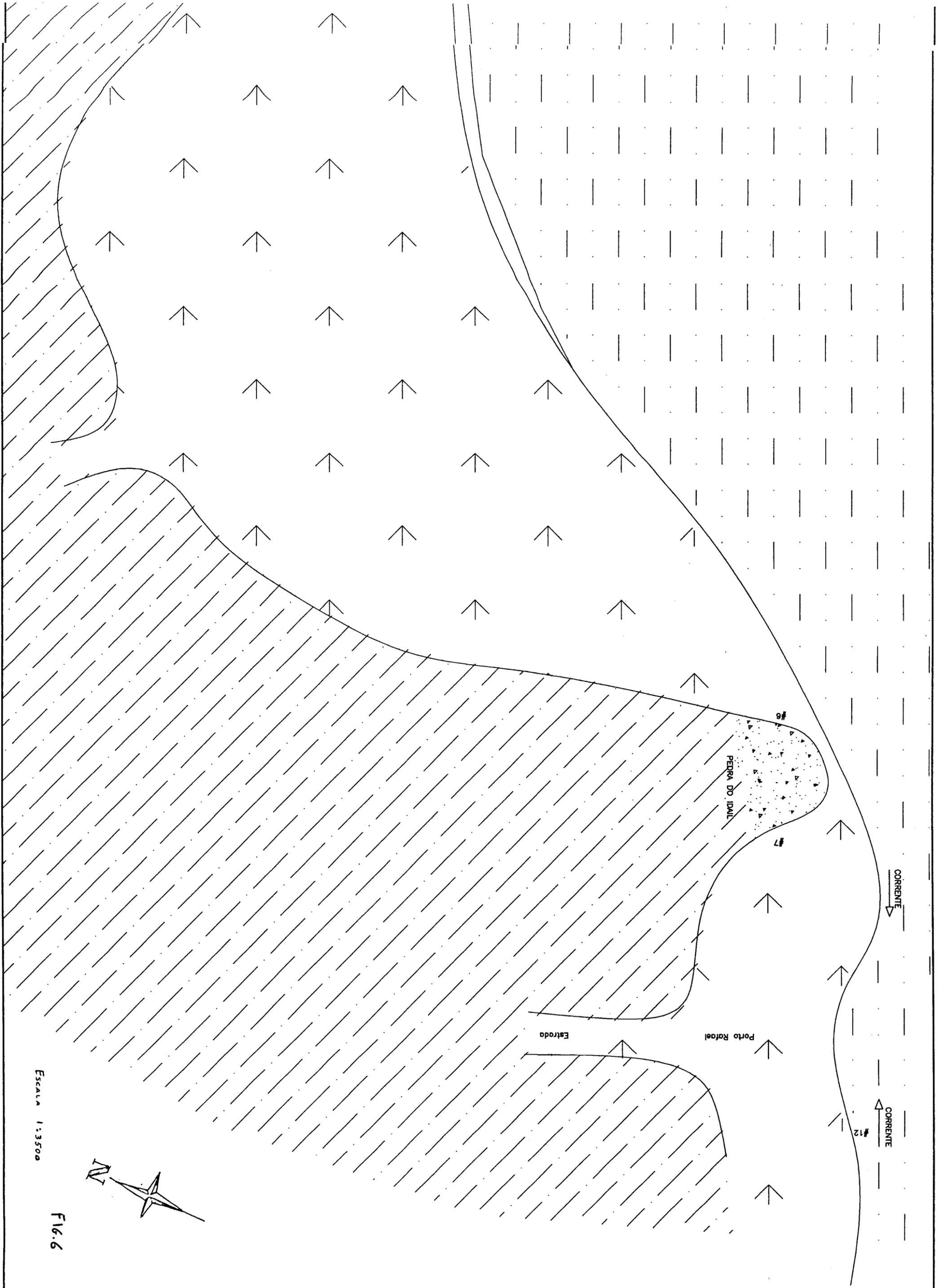
-  #1-11 Estacoes de amostragem de pH e Temp.
-  Falesia
-  Sapal
-  Vasa
-  Rio
-  Rocha (lage)

11:35 (vaza)
Estofa (12:10)
12:25 (enchê)

RECIRCULACAO
CORRENTE 13:15
RECIRCULACAO

#11 Canal alimentacao
Vaza (pouca)
#10 14:00 estofa
Ribeiro





Escala 1:3500

FIG. 6



8. Material e métodos

Seleccionaram-se para estudo os parâmetros físico-químicos e biológicos que permitiriam articular os objectivos definidos com as possibilidades de amostragem e tratamento laboratorial de que se dispunha. As técnicas biológicas e químicas utilizadas são as vulgarmente aplicadas em estudos de águas estuarinas e oceânicas. Traduzem ainda um esforço de utilização de material pouco dispendioso.

Os trabalhos de campo consistiram em um período de colheita de vasas do sapal, na primavera, e em dois períodos de amostragem de sedimentos e águas da piscicultura, realizados na Primavera e no Verão.

A periodicidade da amostragem pretendeu caracterizar situações normais de Primavera e de Verão, tendo-se procurado evitar fases pontualmente atípicas como sejam torrencialidade no estuário ou picos de calor. Em relação à piscicultura, por impossibilidade de tratamento de um maior número de amostras, não se amostrou em períodos de arrasto ou em que ocorresse outro tipo de intervenção que não fossem as regulares.

Andrade (1986), refere a ocorrência de uma estofa com a duração de cerca 30 minutos e um desfasamento de maré de cerca de 90 minutos, existentes entre a barra de Milfontes e a ponte de Odemira. Em função da ausência de dados relativos quer ao coeficiente de maré para a barra, quer ao atraso na volta do Moínho da Asneira, utilizaram-se as tabelas de marés de Sines apenas como referência para marés vivas e marés mortas. Tomou-se como referência para as estofas de maré as observações *in tempore* realizadas no Cais de Milfontes. Largaram-se algumas laranjas nas águas para determinar um padrão de circulação e dispersão dos efluentes à saída da piscicultura, concretamente em situações de meia-maré. Mais tarde, e por que se observou ser impossível a recolha das laranjas, optou-se pelo lançamento de restos de plantas do próprio sapal, igualmente de flutuabilidade reduzida, não sendo como tal afectados pelo vento.

Para as águas seleccionaram-se para análise os parâmetros que melhor conduziriam à compreensão do que se passa no sistema. Para alguns parâmetros, tendo em conta o volume de água no Tanque #4 e as taxas de renovação, estimou-se as quantidades entradas no sistema, as que saíram, e por diferença a produtividade no tanque.

Para os sedimentos compararam-se os teores em matéria orgânica, granulometria e água nos sedimentos do sapal com os sedimentos do tanque #4 e

procurou-se perceber se a intervenção nas águas deste sistema corresponde um padrão de impacto perceptível no sapal.

Na piscicultura e para simplificação de texto, referir-se-á a Estação #1, #2, #3, #4, #5 respectivamente ao Canal Geral de Entrada, Comporta de Entrada do Tanque #4, 1/2 (a meio) do Tanque #4, Comporta de Saída do Tanque #4 e Comporta Geral de Saída.

8.1. Definição das estações de amostragem

8.1.1. Águas

Definição dos pontos de amostragem

Teve-se em consideração o sistema de circulação de águas na piscicultura - sistema aberto - o sentido da circulação, e considerou-se um número de pontos localizados de forma a acompanhar esta circulação. Para tal definiram-se 5 estações de amostragem (Fig. 1). A Estação #1 localiza-se no canal de alimentação da piscicultura, tendo as colheitas sido feitas a jusante da Comporta Geral de Entrada. A Estação #2 junto à entrada do tanque #4 e procedeu-se às colheitas a montante da Comporta de Entrada do Tanque #4. A Estação #3 num ponto sensivelmente a meio do tanque #4, afastado quer das comportas, quer dos alimentadores. As Estações #4 e #5 respectivamente a montante da Comporta de Saída do Tanque #4 e no final do canal colector Geral de Saída das águas da piscicultura, um ponto o mais a jusante possível, situado após a confluência de todos os efluentes e de forma a fechar o ciclo de acompanhamento das águas ao longo do sistema. Os tanques de pré-engorda possuem um canal emissor para o estuário próprio. Dada a pequena dimensão e débito destes tanques comparativamente aos tanques de engorda, não se entendeu justificativo estender o esforço de amostragem a estes tanques.

Definição dos tempos de amostragem

Articulou-se o período de colheita de amostras com o horário de marés, e de forma a seguir a massa de água ao longo do sistema. Para tal efectuaram-se as colheitas das Estações #1 e #2 a meio do período da enchente, na Estação #3 na estofa de preia-mar do tanque e nas restantes estações no final da vazante. Devido ao regime de luas e de marés, em MM os ciclos de amostragem iniciaram-se ao fim da tarde, terminando no início da madrugada do dia seguinte, e para MV iniciaram-se ao fim da manhã, concluindo-se ao fim da tarde.

8.1.2. Sedimentos

Definição dos pontos de amostragem

Consideram-se duas áreas de estudo, os solos do tanque #4 e a zona de vasa/sapal em frente à piscicultura.

Sapal - para a caracterização do sapal construiu-se uma grelha imaginária de 11 pontos que no terreno correspondia a uma área de amostragem significativa. Tomou-se em conta a localização da unidade hoteleira, do ribeiro e a proximidade aos canais de escorrência de efluentes. Considerou-se ainda as manchas de vegetação e as zonas que evidenciavam pisoteamento recente, procurando proceder a colheitas fora destas. A presença de clorofíceas no substrato foi tomada como o melhor indicador de ausência deste tipo de interferências. Fez-se um primeiro levantamento do terreno e tiraram-se enfiamentos entre pontos de ambas as margens e pontos de cota elevada em terra para posterior reconhecimento.

Tanques - nos tanques foram definidos 4 pontos de amostragem de forma a contemplar as observações feitas em relação a aspectos da hidrologia e locais de maior intervenção no sistema. Procurou-se seguir-se o padrão em “S” aconselhado por Boyd & Tucker (1992). A sua aplicação foi adaptada prevendo a localização dos alimentadores, comportas do tanque. Para fixar os pontos entre os dois períodos de amostragem foram colocadas bóias de localização fixas ao fundo. Teve-se em consideração uma certa distância aos arejadores, para que no caso de estarem ligados na altura da obtenção das colheitas se evitassem águas com sedimentos ressuspensos.

Definição dos tempos de amostragem

Quer no sapal quer no tanque, procedeu-se às amostragens em baixa-mar numa mesma maré. Isto implicou a amostragem da mesma maré nos dois locais em dias diferentes, consecutivos. Para o sapal, especialmente em marés mortas, dado o menor período de exposição, a amostragem iniciou-se logo que a retracção das águas o permitiu. No tanque, a menor altura da coluna de água permitiu maior facilidade de amostragem.

8.2. Colheitas - procedimentos

8.2.1. Águas

Teve-se em consideração a dinâmica de circulação de águas no sistema.

Para matéria particulada, fitopigmentos e nutrientes, procurou-se a amostragem do maior número de variáveis em simultâneo. No entanto, dado observar-se uma rápida precipitação de particulados em suspensão, pareceu aconselhável adequar directamente o tipo e dimensões dos recipientes aos locais de amostragem, ao tratamento analítico pretendido e qualidade de águas observada para evitar decantações. Colheram-se volumes para cada variável de acordo com Parsons *et al.* (1985). Assim utilizaram-se garrações de 5l para fitopigmentos e seston nas Estações #1 e #2 e garrafas de 1,5l nas seguintes. Garrafas de plástico de 0,5l para a química em todas as estações. Só pontualmente em locais de difícil acesso se utilizou intercaladamente um balde.

Dada a reduzida profundidade média do tanque todas as colheitas de água foram realizadas a meio da coluna de água, a que corresponde em média o comprimento de um braço introduzido na água a partir da superfície. A introdução do recipiente de amostragem foi feita de forma a evitar a camada superficial.

Para os outros parâmetros: **pH; transparência; O₂ diss.; T °C; salinidade:**

Transparência: foi determinada por leitura directa com disco de Secchi nas Estações de amostragem definidas para os restantes parâmetros e no momento em que se procedia às amostragens. Procurou-se a leitura em pontos de menor hidrodinamismo para estabilização do disco. Face à pequena profundidade nalguns locais, nalgumas observações o disco era visível pousado no fundo.

pH : foram feitas leituras quer nas águas de escorrência no sapal, sempre que possível fazendo coincidir com os pontos de amostragem das vasas. Estendeu-se ainda esta leitura aos efluentes da unidade hoteleira e até ao cais da Ponta do Idail (Fig. 6). Procederam-se a leituras nas cinco Estações definidas para o circuito da piscicultura. Utilizou-se um eléctrodo de pH.

O₂ diss. (OD ppm e % sat.): utilizou-se sempre que possível um oxímetro com membrana polarográfica (marca MSI).

Temperatura (°C): termistores incorporados no oxímetro

8.2.2. Sedimentos

Um excesso de matéria orgânica pode levar ao aparecimento de condições de anaerobiose nos sedimentos. Procurou-se a amostragem de perfiz de solo de dimensão suficiente que revelassem a possibilidade dessa ocorrência.

Para a extracção dos sedimentos no sapal utilizaram-se cilindros em PVC de 6,5 cm diâmetro e 30 cm de comprimento (Hussenot & Martin, 1995). No tanque a extracção fez-se pelo mesmo processo tendo-se acrescentado como extensão para se atingir o fundo outro tubo em PVC com 7,3 cm de diâmetro e 1,70 m de comprimento, unidos por um parafuso amovível. Procedeu-se de forma a evitar a perda da camada superficial do sedimento por escorrimento da água. Utilizou-se uma pequena embarcação de madeira para acesso aos pontos de amostragem. Observou-se no momento a cor e o cheiro da camada suprficial das amostras.

8.3. Conservação

Dada a impossibilidade de se proceder ao processamento laboratorial nesta unidade, as amostras foram conservadas em local escuro, ao abrigo da luz e transportadas até aos locais de análise.

8.3.1. Águas

As filtrações respeitantes a seston e fitoplâncton foram efectuadas no local, após o que os respectivos filtrados foram conservados em papel de prata, no escuro e a -20°C (Parsons *et al.*, 1985). Realizaram-se em primeiro lugar as filtrações correspondentes a fitopigmentos. Utilizou-se um sistema de filtração Milipore aplicando-se vácuo (Boyd, 1981) e filtros de fibra de vidro (Schleicher & Schuell, N°8). As águas para análise química foram refrigeradas em malas térmicas e congeladas logo que possível a -20°C . Este procedimento foi seguido de acordo com Parsons *et al.*, (1985) face à polémica existente sobre métodos de conservação de amostras de águas para determinação de nutrientes.

8.3.2. Sedimentos

Os cilindros contendo os sedimentos foram imediatamente isolados em sacos de plástico (Boyd & Tucker, 1992) e congelados a -20°C para evitar a degradação do material orgânico até processamento laboratorial no Laboratório de Ecologia da Universidade de Évora

8.4. Processamento laboratorial

8.4.1. Águas

O processamento das amostras respeitantes a fitopigmentos e seston decorreu no Laboratório de Ecologia da Universidade de Évora. A análise química (nutrientes) das águas foi realizada no IPIMAR em Olhão. As águas para análise química não foram previamente filtradas.

Fitopigmentos: utilizou-se acetona a 90% como solvente para a extracção dos fitopigmentos (Boyd, 1981; Parsons *et al.*, 1985). Os trabalhos realizaram-se na presença de luz fraca. Os filtros foram homogeneizados em 10ml do solvente, após o que foram conservados no escuro a -18°C por um período mínimo de 24 horas (Parsons *et al.*, 1985). Seguiu-se a centrifugação, a 3000 rpm durante 10 minutos (Boyd, 1981; Parsons *et al.*, 1985). Os tubos foram agitados antes da centrifugação. Efectuaram-se leituras espectrofotométricas a 750 e 665nm e utilizou-se o algoritmo proposto por Lorenzen (1967 *in* Parsons *et al.*, 1985) para o cálculo das concentrações de clorofila *a* e feopigmentos na água amostrada. Os resultados foram expressos em mg m^{-3} . Determinou-se ainda o índice (%) de degradação da clorofila *a* segundo o algoritmo: $\text{Ideg.} = ([\text{Feop.}] / ([\text{Feop.}] + [\text{Clorof.}a])) \times 100$.

Matéria particulada em suspensão (seston): os filtros foram secos em estufa 24h a 65°C (Bernardo, 1990). A estimativa do seston total foi efectuada pela diferença entre o peso do filtro + filtrado após secagem e o peso inicial do filtro. O conteúdo orgânico foi estimado por perda por ignição em mufla 20 min. a 500°C (Fonseca, 1989) do material previamente seco. Os resultados foram expressos em mg l^{-1} . Estimou-se o volume total entrado e saído do tanque em cada maré. Teve-se em conta o volume de água no tanque e as taxas de renovação em cada maré.

Os filtros utilizados na filtração não foram pré-queimados. Estimou-se contudo a variação média de perda de peso dos filtros durante a muflagem e entrou-se nos cálculos com este valor. Nas pesagens utilizou-se uma balança Precisa 405M - 200A

Nutrientes da água: análises químicas. Não se tendo detectado valores significativamente baixos de oxigénio, nem cheiro a enxofre nas amostras colhidas junto à interface sedimento-água, não se procedeu à determinação de sulfuretos.

A concentração de nutrientes - Amónia (N-NH_4^+), Nitratos (N-NO_3^{2-}), Nitritos (N-NO_2^{2-}), Fosfatos (P-PO_4^{3-}) e Silicatos (SiO_2) - foi determinada por leitura espectrofotométrica, de acordo com Strickland & Parsons (1972), sendo os resultados expressos em mg l^{-1} .

8.4.2. Sedimentos

Em laboratório cada amostra de sedimento foi seccionada longitudinalmente. Uma das metades destinou-se à determinação de matéria orgânica, da quantidade de água (%H₂O), e observação da granulometria; a outra à leitura de potencial redox. Os semi-cilindros foram seccionados num máximo de 12 sub-amostras, espessura de sedimento suficiente para a determinação de um gradiente de variação dos parâmetros pretendidos (Boyd & Tucker, 1992; Hussenot & Martin, 1995). As duas primeiras camadas do perfil com 0,5 cm para permitir uma análise mais fina da inter-face solo-água ou solo-água / solo-ar respectivamente do tanque ou do sapal, e as camadas seguintes com 1 cm cada. Nas estimativas de matéria orgânica a macrofauna e vegetação presente nas amostras foi removida antes das análises.

O conteúdo orgânico dos sedimentos foi determinado por combustão das amostras de sedimento. As amostras foram secas em estufa até se atingir peso constante, durante dois dias a 60 °C (Boyd & Tucker, 1992), após o que foram queimadas em mufla durante três horas a 450 °C (Gamito, 1994), a fim de se obterem pesos de cinzas e por subtração, o peso de matéria orgânica queimada (“loss on ignition”). Para as pesagens utilizou-se uma balança Precisa 310M.

Determinou-se o teor percentual em água das mesmas sub-amostras, por diferença de pesos antes e depois da secagem em estufa.

Fez-se a observação da cor, cheiro e granulometria das sub-amostras e registaram-se os padrões observados.

9. Resultados e Discussão

9.1. Águas

9.1.1. Resultados

As tabelas de marés para o Porto de Sines indicavam os seguintes valores nas datas de amostragem:

Data	Lua	Hora	Alt.(m)	Hora	Alt.(m)	Maré
05ABR97	Cheia	00:27	3,6	06:47	0,4	MV
		12:59	3,5	19:05	0,4	
12ABR97	Q.M.	05:45	2,9	11:43	1,0	MM
		18:04	2,9	00:20	1,0	
03AGO97	Nova	02:21	3,1	08:21	0,8	MV
		14:36	3,3	20:50	0,7	
10AGO97	Q.C.	06:27	2,7	00:13	1,1	MM
		18:48	2,7	12:31	1,2	

Fig. 7 - Tabela de marés para o Porto de Sines referente às datas indicadas para o ano de 1997.

9.1.1.1. *Inputs* de ração / variação da biomassa no tanque #4

No tanque em estudo (tanque #4) verificou-se entre Abril e Agosto um incremento monotónico e contínuo dos *inputs* directos de matéria orgânica (ração), e uma variação crescente igualmente monotónica e contínua da biomassa de peixe.(Fig. 8)

Mês	Ração (Kg mês ⁻¹)	Biomassa (Kg)	
		Inicial	Final
Março	1550	5490	6265
Abril	2400	-	7465
Maio	3750	-	9340
Junho	4725	-	11703
Julho	5450	-	14428
Agosto	6700	-	17778

Fig. 8 - Variação dos *inputs* de ração e da biomassa no tanque #4

9.1.1.2. - pH e temperatura

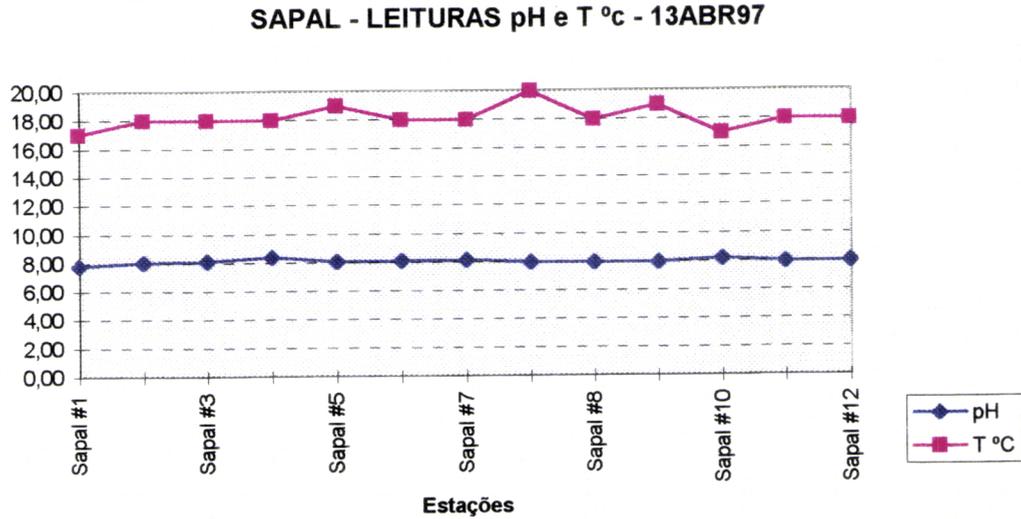


Figura 9 - variações observadas do pH e da temperatura no sapal nas amostragens de primavera

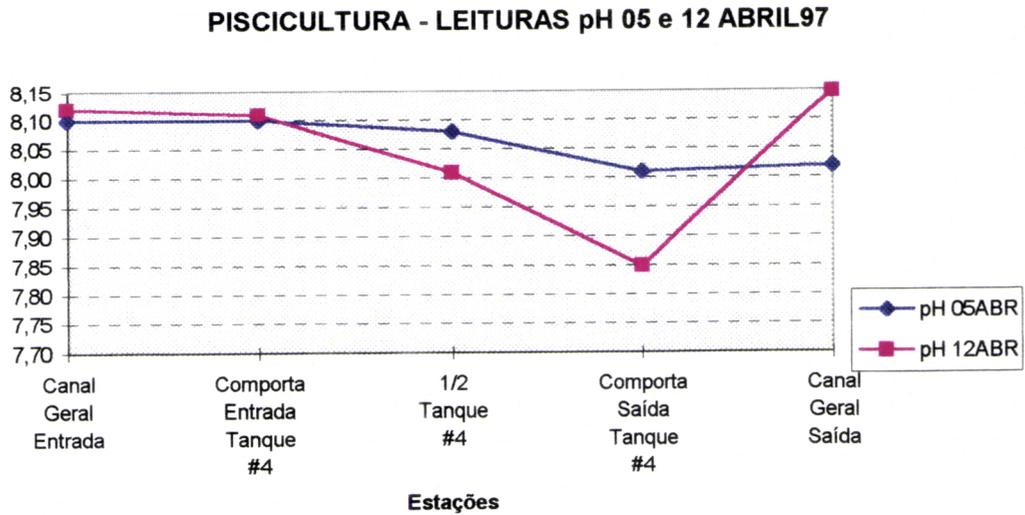


Figura 10 - variações observadas do pH na piscicultura nas leituras de 05 de Abril e 12 de Abril (primavera)

Obtiveram-se dados referentes apenas ao período de amostragem de Abril quer para a área circundante (sapal) quer para a piscicultura, por indisponibilidade do eléctrodo de pH no período de Agosto.

Sapal - os valores determinados de pH nas águas do sapal são muito constantes em toda a área amostrada, com valores médios em torno de 8,10 (Fig. a). Tem-se uma leitura ligeiramente baixa na estação Sapal #12, relativamente afastada e para juzante da área de maior intervenção. Parece haver uma tendência para valores em média ligeiramente superiores na zona de maior intervenção humana, constituindo excepções os valores ligeiramente mais ácidos observados quer junto à unidade hoteleira (Sapal #1), quer preferencialmente em canais de saída de efluentes (Sapal #7a e #9) e no canal de alimentação da piscicultura (Sapal #11) onde ocorre alguma recirculação de efluentes da piscicultura.

Os valores da temperatura são igualmente muito constantes em todas as estações, situando-se em média nos 18 °C. Ressalva-se apenas a leitura de 20 °C na estação #7a.

Piscicultura - Quer em marés vivas (05 de Abril), quer em marés mortas (12 de Abril), nota-se a tendência para uma diminuição constante dos valores de pH ao longo do circuito, mais acentuada no segundo período de amostragem. Os valores da temperatura apenas reflectem a sazonalidade, com valores mais elevados no verão. Estes valores são referidos com mais pormenor em 9.1.2. (Temperatura e % Saturação de O₂).

9.1.1.3. Temperatura e % Saturação de O₂

A variação da temperatura é um dos factores determinantes na % O₂ diss. na água.

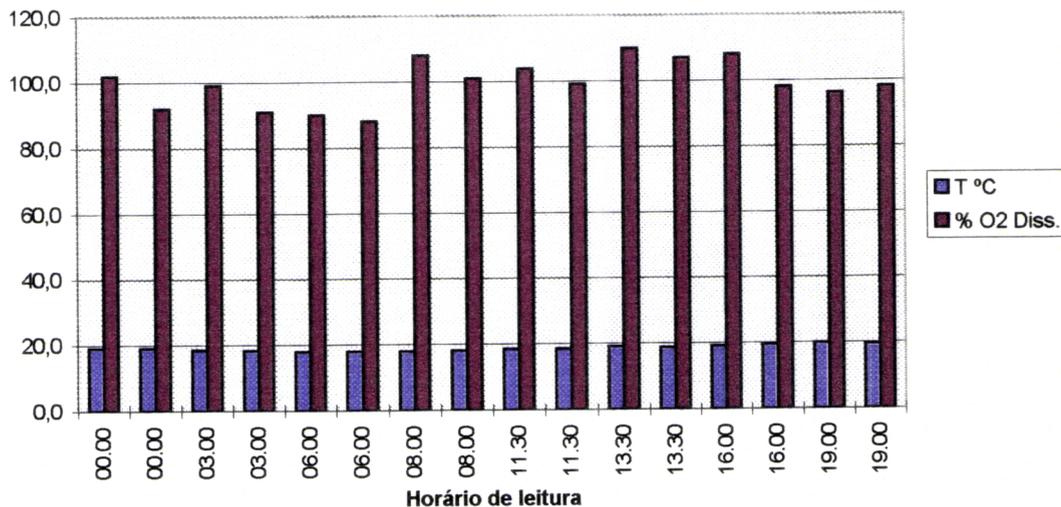


Figura 11 - variação do binómio temperatura / O₂ diss. no tanque #4, dia 05 de Abril (MV)

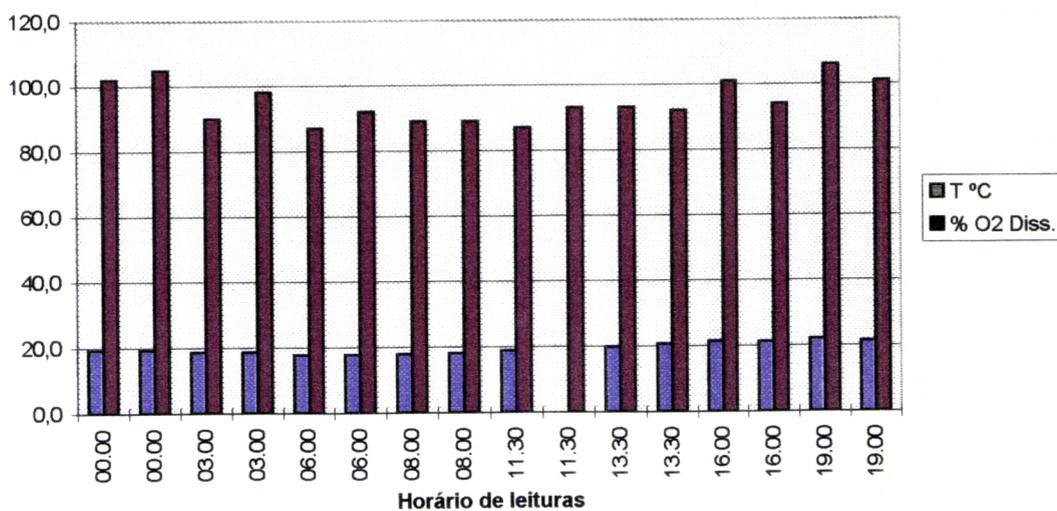


Figura 12 - variação do binómio temperatura / O₂ diss. no tanque #4, dia 12 de Abril (MM)

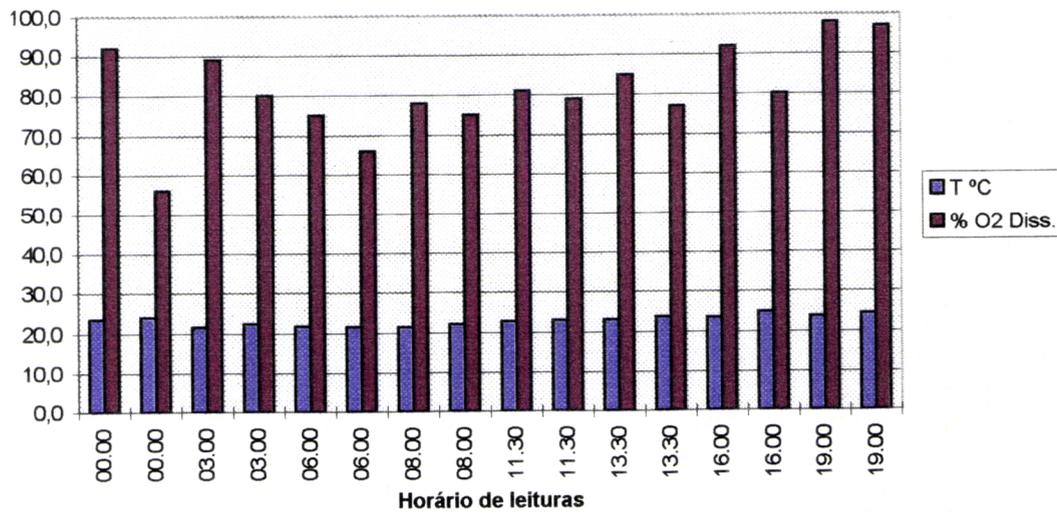


Figura 13 - variação do binómio temperatura / O₂ diss. no tanque #4, dia 03 de Agosto (MV)

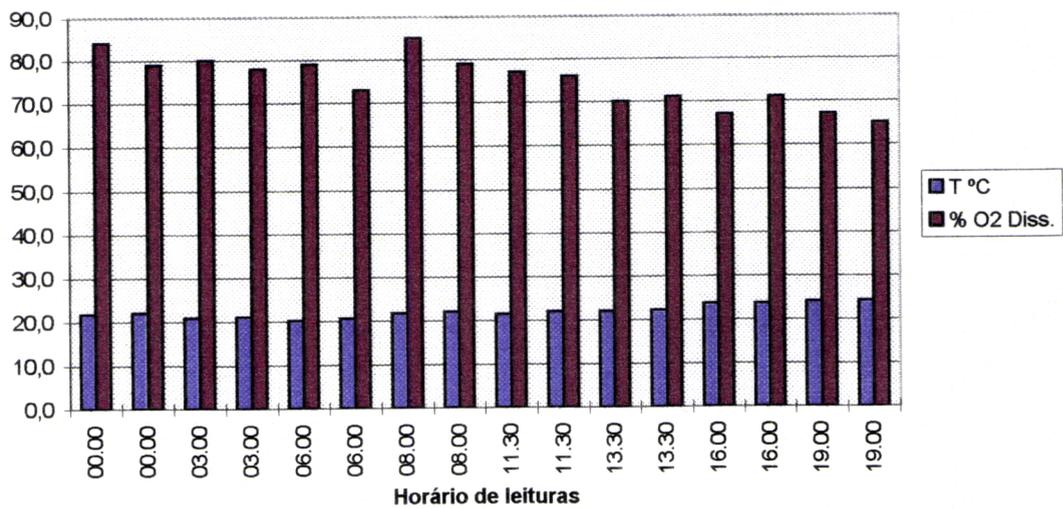


Figura 14 - variação do binómio temperatura / O₂ diss. no tanque #4, dia 10 de Agosto (MM)

Para cada período de leitura, referem-se os valores respectivamente na Comporta de Entrada do tanque e na Comporta de Saída.

A temperatura apresenta variações nitidamente sazonais, com os valores mais elevados observados no verão. Quer no período de Abril, quer no de Agosto, os valores reflectem o arrefecimento nocturno, com valores sempre ligeiramente mais baixos no período da noite / início da madrugada. Na primavera, a temperatura da água situa-se entre os 18 - 19 °C, sendo as temperaturas lidas mais baixas e mais altas, respectivamente 17,6 e 22 °C. No verão, os valores médios situam-se entre 21 e 23 °C, com os extremos respectivamente 21,4 e 24,9 °C. O regime de marés sugere ter também alguma influência, particularmente no verão, com valores médios ligeiramente mais elevados em marés mortas. No verão é nítido a gama de valores da temperatura à saída do tanque ser superior aos valores de entrada. Este fenómeno não ocorre na primavera, observando-se inclusivé situações contrárias.

A variação de % OD é inversamente proporcional à temperatura, pelo que sazonalmente se têm valores mais elevados na primavera e inferiores no verão. Em relação ao regime de marés, apenas as observações de 10 de Agosto sugerem menores % OD em MM. Observa-se no entanto, ser constante os valores de OD sofrerem um decréscimo entre a Comporta de Entrada e a Comporta de Saída do tanque. Não se observa um comportamento ao longo do dia, que permita estabelecer um padrão geral de variação.

9.1.1.4. Transparência e seston

O disco de Secchi mede a profundidade de penetração da luz na água, que é função da quantidade de fitoplâncton e matéria, orgânica ou inorgânica, em suspensão.

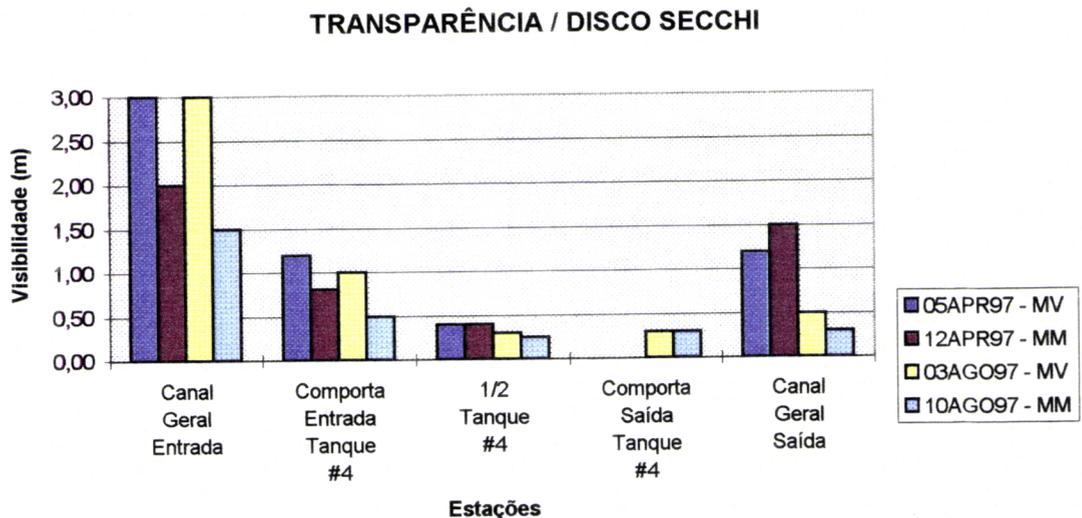


Figura 15 - transparências da água lidas com disco de Secchi ao longo do circuito considerado na piscicultura

A utilização do disco de Secchi para determinação da transparência revelou-se consideravelmente eficaz: forneceu uma estimativa global para cada estação (embora não se pretendessem obter valores distintos para a superfície e para o fundo). Contudo em algumas das observações, o facto de permanecer visível assente no fundo, ou dada a intensidade da corrente, não estabilizando na horizontal, não permitiu uma comparação rigorosa da transparência entre estações, havendo algumas leituras perdidas. Conseguiram-se boas correlações entre os valores lidos para a transparência e as determinações da matéria particulada em suspensão, sendo também correlacionável com os valores de fitoplâncton.

Transparência - As amostragens quer sazonais, quer de regimes de maré, traduzem na generalidade uma diminuição monotónica da visibilidade entre a estação #1 inicial (Comporta Geral de Entrada) com valores da ordem dos 2 - 3 m de visibilidade e as Estações #3 e #4 (a meio do Tanque e Comporta de Saída do Tanque #4, respectivamente) onde se observam os valores mais baixos (0,25 - 0,30 m). Ocorre, no entanto, uma nítida inflecção para o último ponto de amostragem, mais marcante nas

determinações de primavera (valores de visibilidade até 1,50 m). (Fig. 15). Não se pode contudo referir um padrão rigorosamente linear do comportamento desta variável numa análise caso a caso (entre Estações de amostragem e sazonalmente), dado ocorrerem algumas variações que contrariam a tendência geral.

Comparação de regimes de maré com sazonalidade:

Regimes de maré: maior visibilidade em marés vivas (MV) que em marés mortas (MM) em praticamente todas as Estações. Este facto é notório nas Estações #1 e #2, iguala-se na Estação #3 embora sem grande significado, dado o pequeno grau de precisão que se consegue com disco de Secchi. Só constitui excepção a última estação, na leitura de primavera, com inversão de leituras. Refira-se que todas as leituras da Estação #1 foram feitas com o disco de Secchi assente no fundo (3 m de coluna de água e portanto visibilidade superior a este valor), não traduzindo a leitura de 12ABR97 uma menor transparência, mas sim a menor cota (2 m) da água, dado o menor prisma de maré (MM). Nesta Estação, apenas a leitura de 10AGO97 traduz uma leitura com o disco suspenso. Não foi possível obter valores de primavera na Estação #3.

Sazonalidade: a tendência é exactamente a mesma que a verificada no regime de marés, reflectindo maior transparência na primavera em todas as Estações.

Seston - ou matéria particulada em suspensão, compreende um conjunto de plâncton vivo, restos de organismos mortos e partículas inorgânicas em parte ressuspendidas

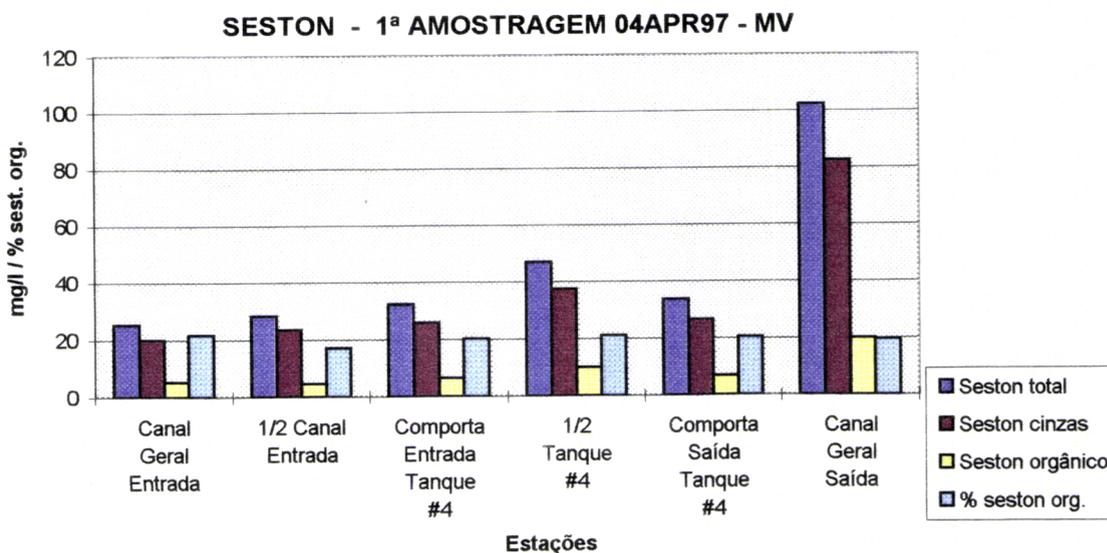


Figura 16 - determinações de seston ao longo do circuito na MV de 05 de Abril

SESTON - 2ª AMOSTRAGEM 12APR97 - MM

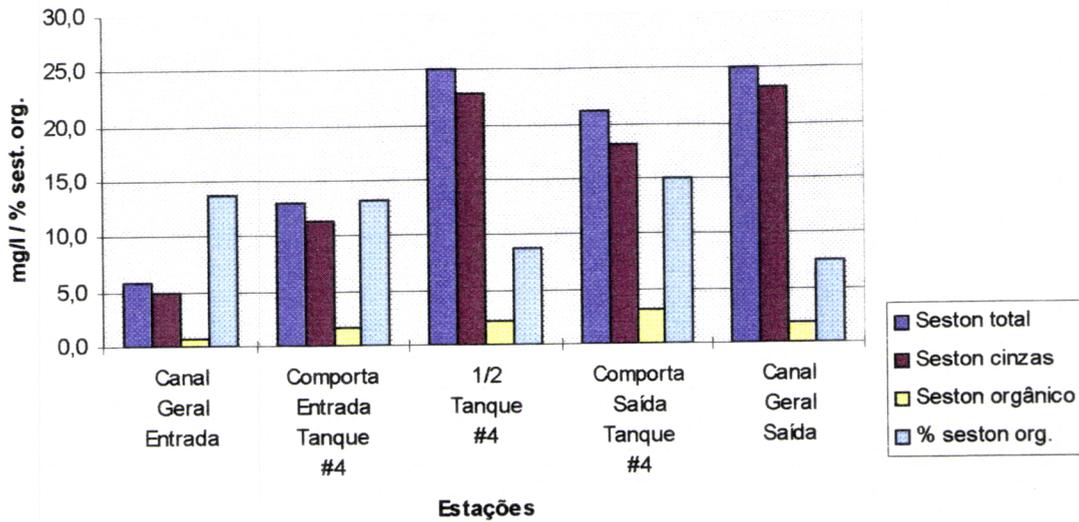


Figura 17 - determinações de seston ao longo do circuito na MM de 12 de Abril

SESTON - 3ª AMOSTRAGEM 03AGO97 - MV

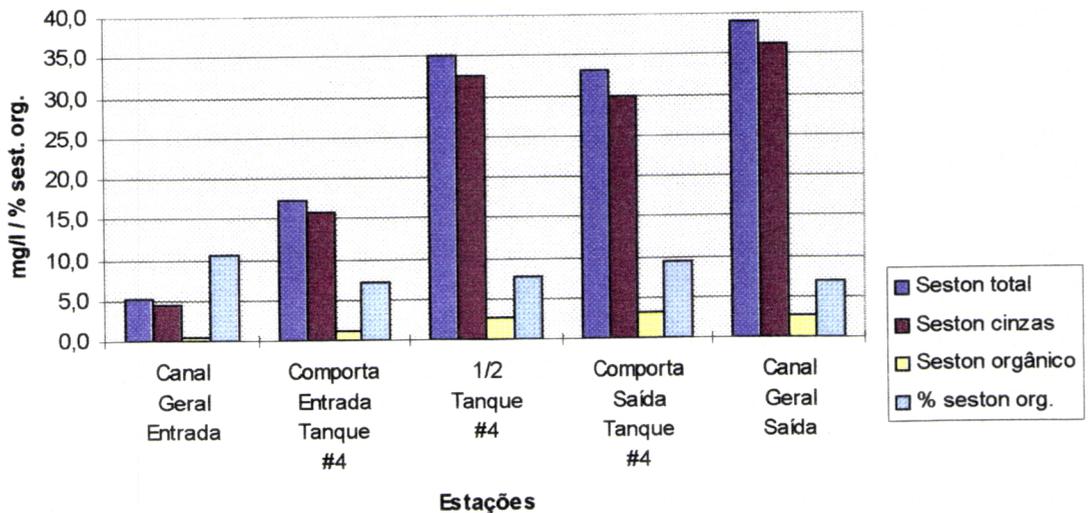


Figura 18 - determinações de seston ao longo do circuito na MV de 03 de Agosto

SESTON - 4ª AMOSTRAGEM 10AGO97 - MM

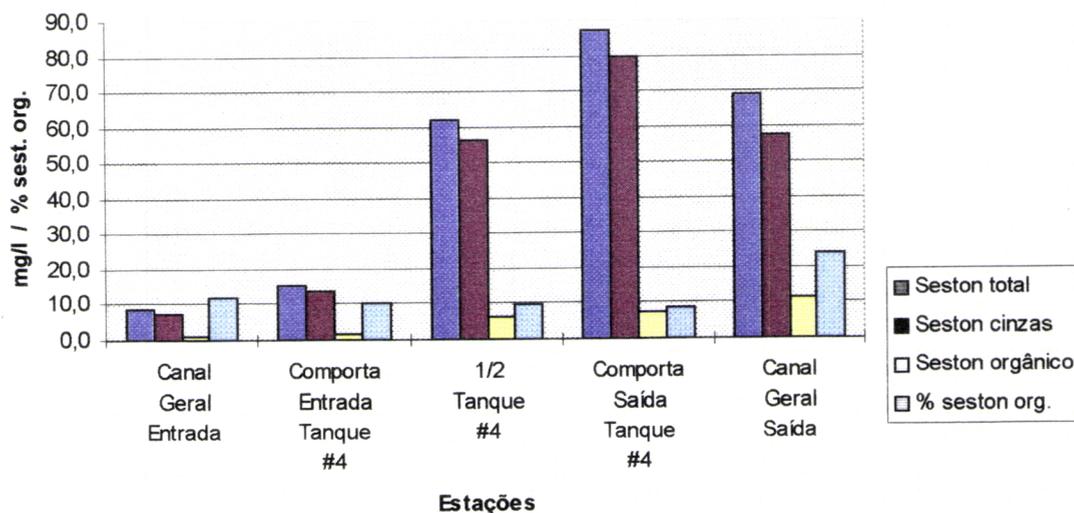


Figura 19 - determinações de seston ao longo do circuito na MV de 10 de Agosto

Foi possível determinar um padrão geral comum ao longo do sistema para o comportamento das concentrações de matéria particulada em suspensão, para os quatro períodos de amostragem. Têm-se sempre valores da concentração de seston total nitidamente inferiores na Estação #1 (entre 5 e 20 mg l⁻¹) a que se segue um incremento atenuado para a Estação #2, embora com variação sensivelmente mais acentuada nas colheitas de 12 de Abril e 03 de Agosto (respectivamente de 5,8 para 13 mg l⁻¹ e 5,1 para 17,2 mg l⁻¹). Experimentalmente procedeu-se a uma colheita adicional a meio do canal (referida como 1/2 Canal Entrada na Fig. 16) e que confirma esta tendência. Segue-se um acréscimo brusco das concentrações para o universo de colheitas constituído pelas Estações #3, #4 e #5, cujos valores formam um patamar relativamente estável, com valores mais elevados (até cerca de seis vezes superior no caso de 10 de Agosto). A 1ª amostragem de primavera constitui neste caso uma excepção.

Numa aproximação mais fina ao comportamento dos níveis de seston, dir-se-á que, para todas as amostragens, existe um padrão de variação que se inicia com valores baixos na 1ª Estação (Canal de Entrada Geral), aumentando monotonicamente e atingindo valores máximos na Estação #3 (1/2 Tanque), observando-se uma ligeira inflexão à saída do tanque (Estação #4), e voltando a subir no final do circuito (Estação #5).

De referir ainda que na 1ª amostragem (05 de Abril) os valores são muito constantes e relativamente baixos ao longo do circuito, mas reflecte igualmente a curva

do comportamento observada nos restantes períodos de amostragem. De notar porém, o elevado valor que aparece isoladamente para a Estação #5.

Ressalva-se uma exceção para a 4ª amostragem (10 de Agosto) em que o incremento é contínuo até à Estação #4, inflectindo então muito ligeiramente, não se podendo dizer que se afaste significativamente do padrão tomado como comum.

Comparação de regimes de maré com sazonalidade:

Regimes de maré: a observação dos dados traduz comportamentos distintos para MV e MM considerando separadamente cada período de amostragem: a primavera surge com valores ligeiramente superiores em MV, ocorrendo no verão situação inversa, com MM apresentando valores nitidamente superiores. Pode ainda sub-dividir-se estas observações em duas situações distintas: o que se passa nas duas primeiras Estações do sistema (#1 e #2) e o que se passa nas duas Estações do tanque (#3 e #4):

Estações #1 e #2: na primavera observam-se maiores valores de seston total à entrada da piscicultura em MV que em MM (cerca de 4 vezes superior). Nas amostragens de verão observa-se o contrário, embora com diferença menor (2 vezes).

Estações #3 e #4: observam-se maiores valores de matéria particulada no tanque em MV que em MM na primavera e o contrário nas amostragens de verão.

Sazonalidade: de uma forma geral os valores de primavera são inferiores aos observados para o verão. Exceptua-se a leitura da Estação #5 na MV de primavera com um pico acarakterístico que se distancia das restantes leituras. Estações #3, #4 e #5: os valores são superiores nas amostragens de verão.

Em relação ao Tanque #4, calculou-se a diferença entre o total entre de matéria particulada que entra e que sai em cada maré (Fig. k) a partir dos valores de seston total

Tendo em consideração que o volume de água que entra no tanque iguala o volume que sai, em cada maré, a área aproximada do tanque (3,5ha), a diferença de cotas em marés mortas e marés vivas (respectivamente 1,50 e 1,80 m) e taxas de renovação de água também respectivamente 20 e 30 %, para MM e MV, obtiveram-se os seguintes valores para o balanço em cada maré:

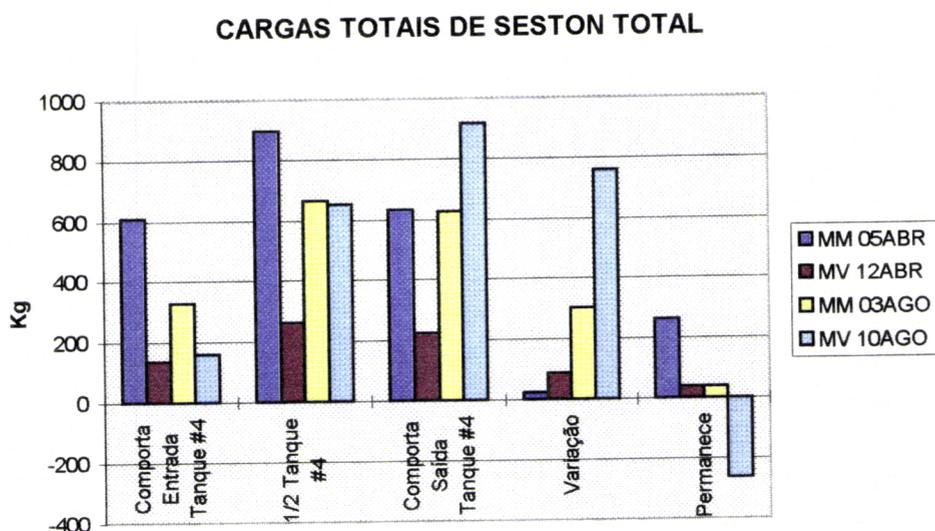


Figura 20 - balanço dos totais de seston sob a forma de *input* para o tanque #4 e exportação para o meio, e valores da carga determinados a meio do tanque

ESTAÇÃO / VARIÁVEL (Kg)	MM 05ABR	MV 12ABR	MM 03AGO	MV 10AGO
Comporta Entrada Tanque #4	611,5	136,5	326,6	158,6
1/2 Tanque #4	896,3	262,5	666,6	653,1
Comporta Saída Tanque #4	634,3	223,7	628,6	917,7

Figura 21 - valores absolutos do balanço dos totais de seston sob a forma de *input* para o tanque #4 e exportação para o meio, e valores da carga determinados a meio do tanque

9.1.1.5. Clorofila *a* e feopigmentos

Fitopigmentos - a extracção e estimacão de clorofilas, com particular destaque a clorofila *a*, constituem o processo químico mais eficiente para se determinar a quantidade total de fitoplâncton em águas estuarinas (Parsons, 1985; Boyd, 1981). Sendo o pigmento comum a todos os grupos de fitoplâncton, mais rapidamente sintetizado e degradado em resposta às condioes ambientais,  o que mais fielmente reflecte o comportamento da comunidade fitoplânctônica (Vasconcelos, 1990 *in* Godinho, 1997).

Feopigmentos - os produtos da degradao das clorofilas constituem por vezes parte considerável do total de pigmento presente na amostra (Parsons, 1985). Estes produtos resultam da digestão da clorofila pelo zooplâncton (Parsons, 1985), que a converte em feopigmentos.  possível determinar a quantidade de feopigmentos, antes e depois da destruio de toda a clorofila da amostra a feopigmentos.  comum o cálculo de um coeficiente de degradao da clorofila na amostra, considerado como indicador do estado fisiológico (juventude) das populaoes (Fonseca, 1989).

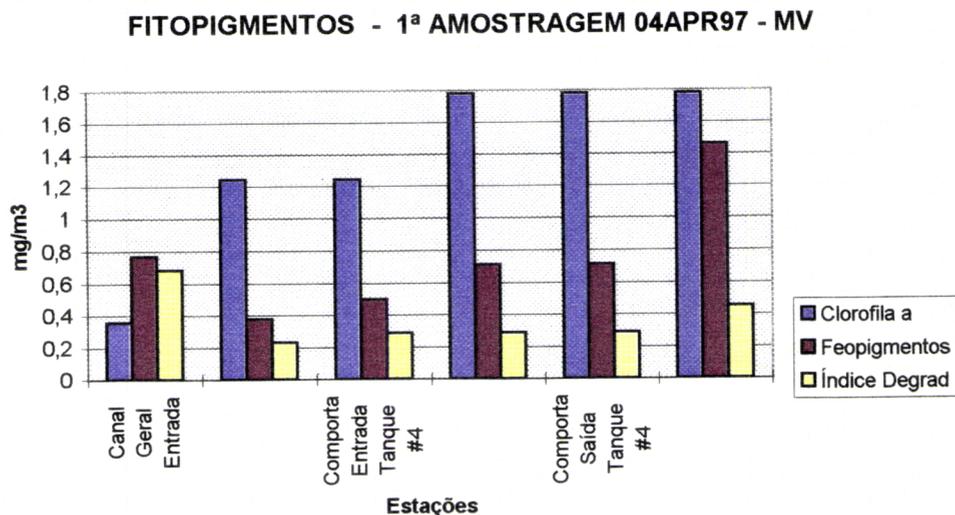


Figura 22 - determinaoes de fitopigmentos ao longo do circuito na MV de 05 deAbril

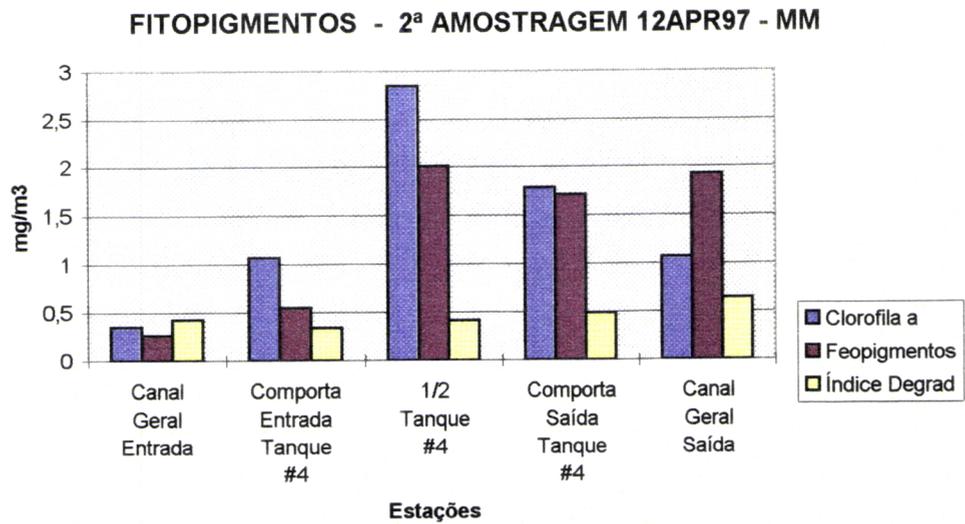


Figura 23 - determinações de fitopigmentos ao longo do circuito na MV de 12 de Abril

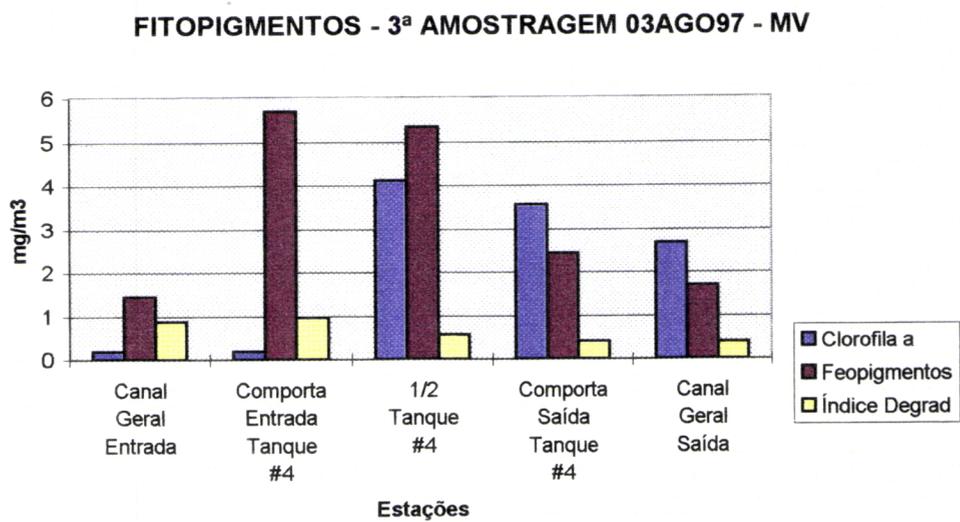


Figura 24 - determinações de fitopigmentos ao longo do circuito na MV de 03 de Agosto

FITOPIGMENTOS - 4ª AMOSTRAGEM 10AGO97 - MM

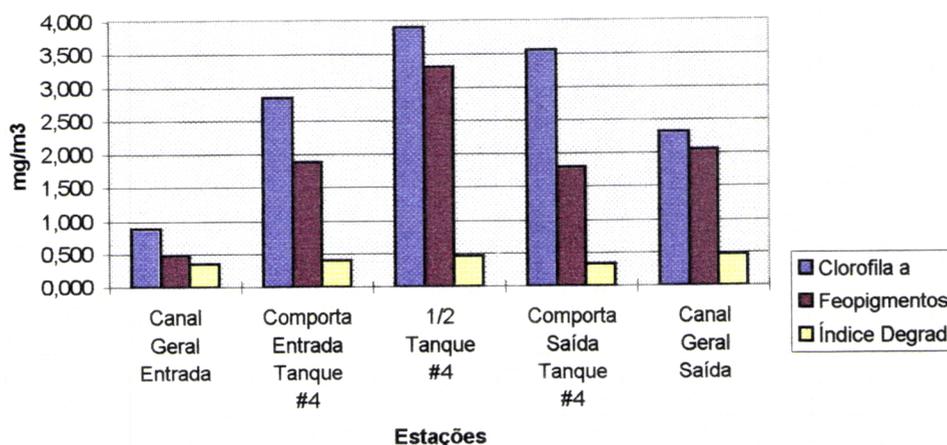


Figura 25 - determinações de fitopigmentos ao longo do circuito na MV de 10 de Agosto

Clorofila *a* - em todas as leituras se observa que as concentrações de clorofila *a* são inferiores nas águas estuarinas relativamente ao sistema. A curva de variação de clorofila *a* é semelhante nos quatro períodos de amostragem, podendo mesmo estabelecer-se um padrão comum de evolução no circuito. Observam-se os valores mais baixos na Estação #1 (Comporta Geral de Entrada) a variar entre 0,196 e 0,890 mg m⁻³, a que se seguem aumentos mais ou menos acentuados ao longo do sistema, com os valores máximos (entre 1,780 e 4,112 mg m⁻³) atingidos na Estação #3 (a meio do Tanque #4). A partir desta Estação a tendência é para diminuição das concentrações, sendo contudo os valores à saída muito superiores aos da entrada (entre 1,068 e 2,670 mg m⁻³). Observa-se que os valores à entrada, na primavera, são iguais nos dois períodos de amostragem e independentemente da maré. No verão têm-se valores mais elevados em MM.

Feopigmentos - a variação destes pigmentos apresenta uma menor regularidade do que a clorofila *a*. No entanto, o padrão geral continua a ser o de maiores valores no interior do sistema, e também superiores à saída do que à entrada. Comparando as concentrações destes dois parâmetros, observam-se nalguns casos picos em que a concentração de feopigmentos é muito superior à de clorofila.

Índice de degradação - a generalidade dos valores do índice situa-se entre 30 e 40%, sendo de notar uma situação em que se atinge 96,7%. Pode-se contudo realçar duas situações: as águas estuarinas apresentam valores relativamente elevados (entre 35,1 % e 68,2 %), havendo uma ligeira tendência para uma diminuição dos valores

dentro do sistema; por outro lado, em MV ocorrem sempre valores mais elevados à entrada do sistema do que à saída, e situação inversa em MM. Não é possível estabelecer uma correlação de valores quer entre marés, quer sazonal.

Comparação de regimes de maré com sazonalidade:

Sazonalidade: observam-se na generalidade valores inferiores de clorofila *a* na primavera (com um máximo de 2,848 mg m⁻³) e superiores nas colheitas de verão (máximo de 4,112 mg m⁻³). Os valores para feopigmentos acompanham na generalidade este comportamento. Os maiores índices de degradação observam-se no verão.

Regimes de maré: observa-se que na situação de primavera se atingem maiores valores de clorofila *a* em MM que em MV, respectivamente 2,848 mg m⁻³ e 1,780 mg m⁻³, em ambos os casos na Estação #3 (a meio do tanque). O incremento entre a Comporta de Entrada e o Tanque ocorre de forma gradual. No verão, os valores máximos são muito semelhantes em ambas as marés (4,112 e 3,916 mg m⁻³ respectivamente em MV e MM), mas observa-se que são atingidos de forma diferente: em MV os valores de entrada são muito baixos, não aumentando na Estação #2, assistindo-se então a um aumento brusco dentro do tanque (Estação #3). Em MM este aumento faz-se de forma mais gradual.

9.1.1.6. Nutrientes

AMÓNIA - amónia, nitratos e nitritos estão relacionados nos sistemas aquáticos pelo processo de nitrificação, oxidação biológica de amónia a nitrato, sendo o nitrito um estado intermédio (cf 5.2.2.). Os fluxos de amónia podem ser devidos à actividade de animais ou de processos de decomposição (Gamito, 1994).

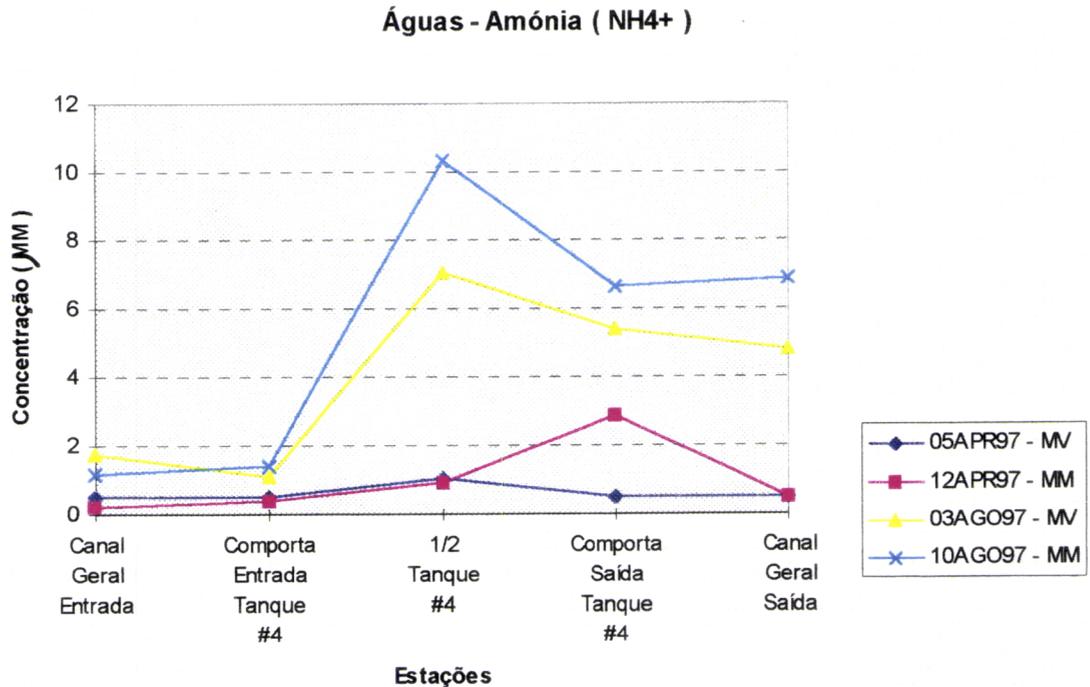


Figura 26 - determinações das concentrações de amónia ao longo do circuito nas quatro marés consideradas.

Para efeitos de leitura do gráfico, o valor mostrado para a Comporta de Saída do Tanque #4 na maré de 10 de Agosto foi dividido por dez, pelo que o valor real determinado foi de $63,63 \mu\text{mol l}^{-1}$ em vez de $6,36 \mu\text{mol l}^{-1}$ aqui considerado.

Observam-se concentrações nitidamente superiores no verão do que no primavera e uma tendência para valores mais elevados em marés mortas. Os valores à entrada do sistema são sempre inferiores aos observados no seu interior. Observa-se contudo um pico acaracterístico para a leitura da MM de 10 de Agosto na Comporta Geral de Saída, com uma grandeza cerca de 10 vezes superior à das restantes determinações, estando contudo coerente com o valor da Comporta de Saída do Tanque #4, não constituindo por isso uma surpresa.

NITRITOS e NITRATOS

Por erro de processamento laboratorial ocorreram trocas entre as colheitas de primavera e de verão, pelo que só se obtiveram determinações de nitratos na primavera e apenas de nitritos no verão. Não se têm como tal valores para comparar os dois períodos de amostragem. Apresentam-se contudo os resultados relativos a cada amostragem.

NITRITOS

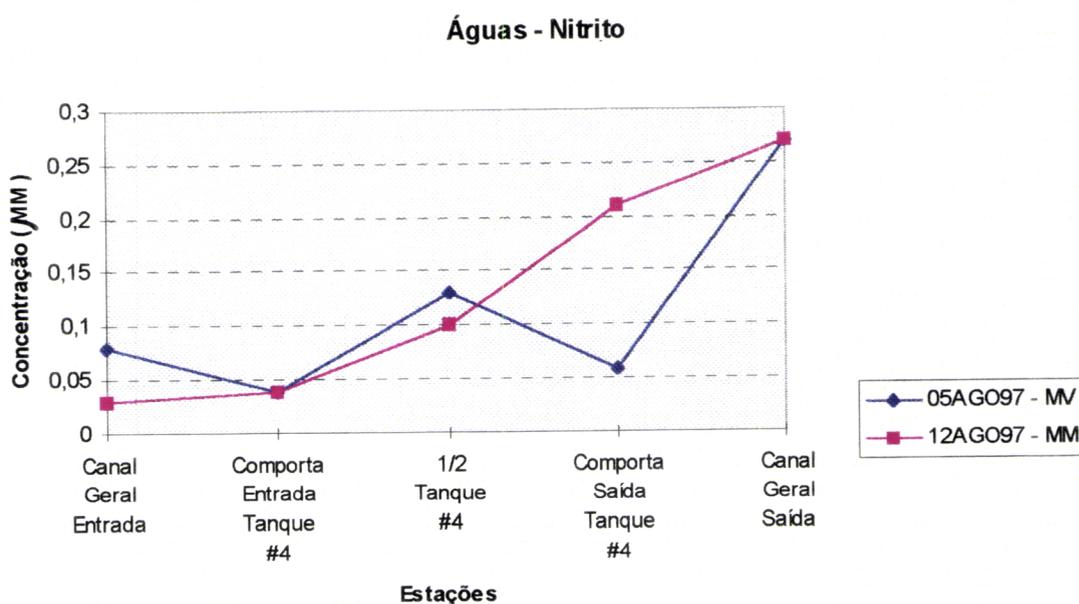


Figura 27 - determinações das concentrações de nitrito ao longo do circuito nas duas marés de Agosto.

Os valores na Comporta Geral de Entrada são muito baixos, observando-se um ligeiro incremento da concentração do nutriente ao longo do circuito, sem que se possa fazer uma distinção nítida entre as amostragens de MM e de MV. Observa-se contudo um pequeno aumento dentro do tanque #4 em MM.

NITRATOS

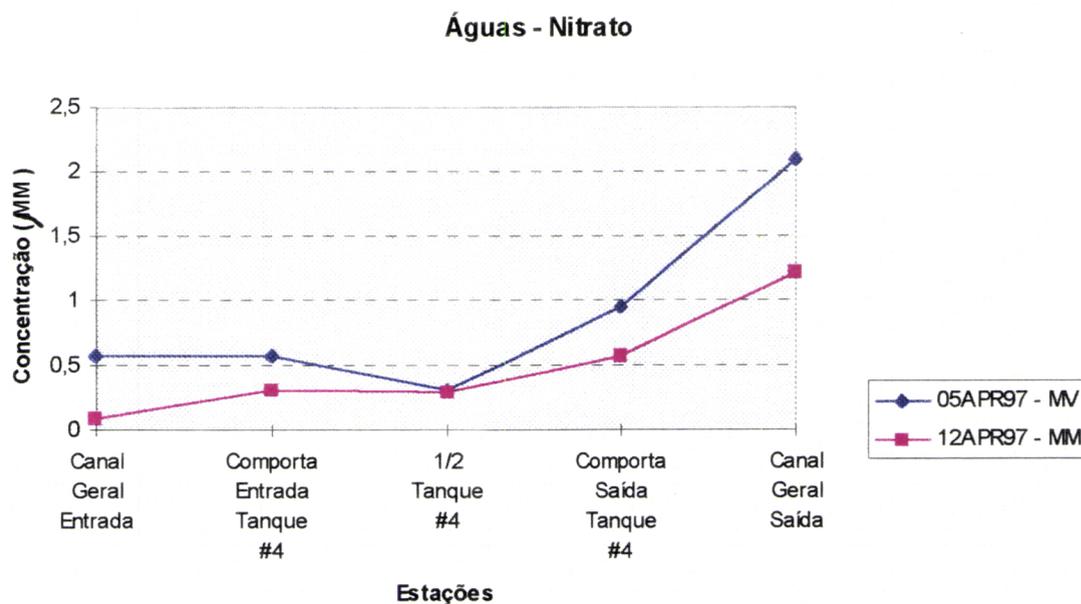


Figura 28 - determinações das concentrações de nitrato ao longo do circuito nas duas marés de primavera.

Só se tendo valores para a situação de primavera, observa-se no entanto duas situações: os valores de concentração sofrem tendencialmente um aumento, ao longo do circuito com uma inflexão ligeira a meio do tanque #4. Os valores em MV são sempre mais elevados que em MM, excepto na Estação de amostragem #3, a meio do Tanque. Todos os valores observados são baixos.

SÍLICAS - São um elemento essencial para o grupo das diatomáceas. Está presente nas águas marinhas na forma de silicato (SiO_2). A maioria das plantas e animais tem necessidades muito reduzidas em sílica, mas naquele grupo o silicato constitui a parede celular rígida (frústula). As diatomáceas requerem assim grandes quantidades de silicato. O silicato, não se encontrando disponível em grandes quantidades na forma livre, pode facilmente constituir-se num factor limitativo do crescimento do fitoplâncton. Por morte celular as frústulas tendem a acumular nos sedimentos.

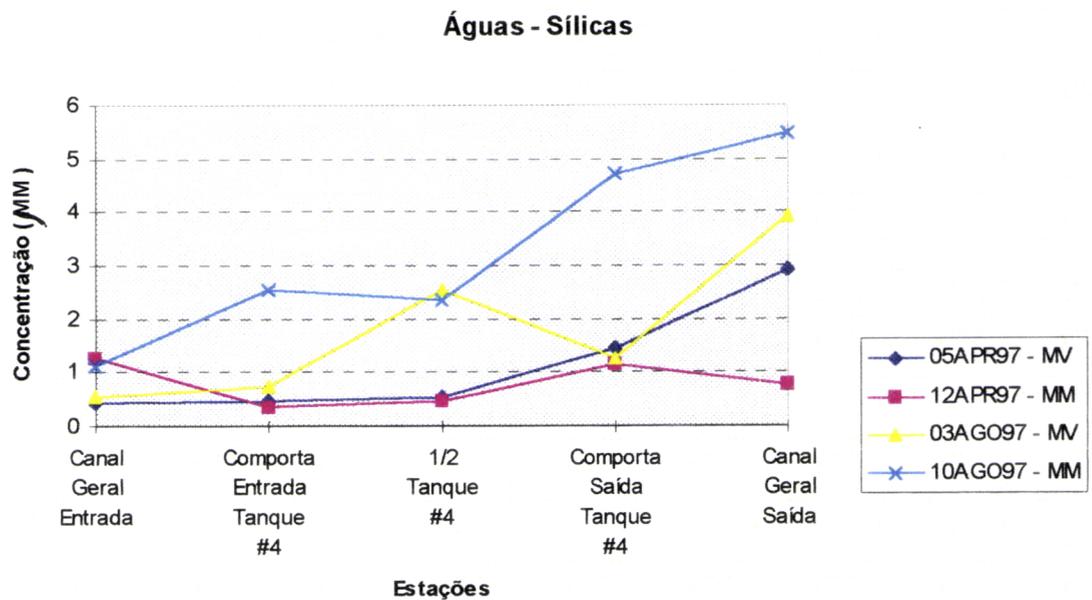


Figura 29 - determinações das concentrações de silicato ao longo do circuito nas quatro marés consideradas.

Observam-se valores muito idênticos e baixos na entrada do sistema. Estes valores tendem a aumentar ao longo do circuito, revelando que a sazonalidade se faz sentir. Os incrementos relativamente são mais acentuados nas duas amostragens de primavera, quer em MM, quer em MV. Por outro lado não se distingue um padrão de variação constante de acordo com o regime de marés: os valores invertem-se na situação de primavera e de verão.

FOSFATOS

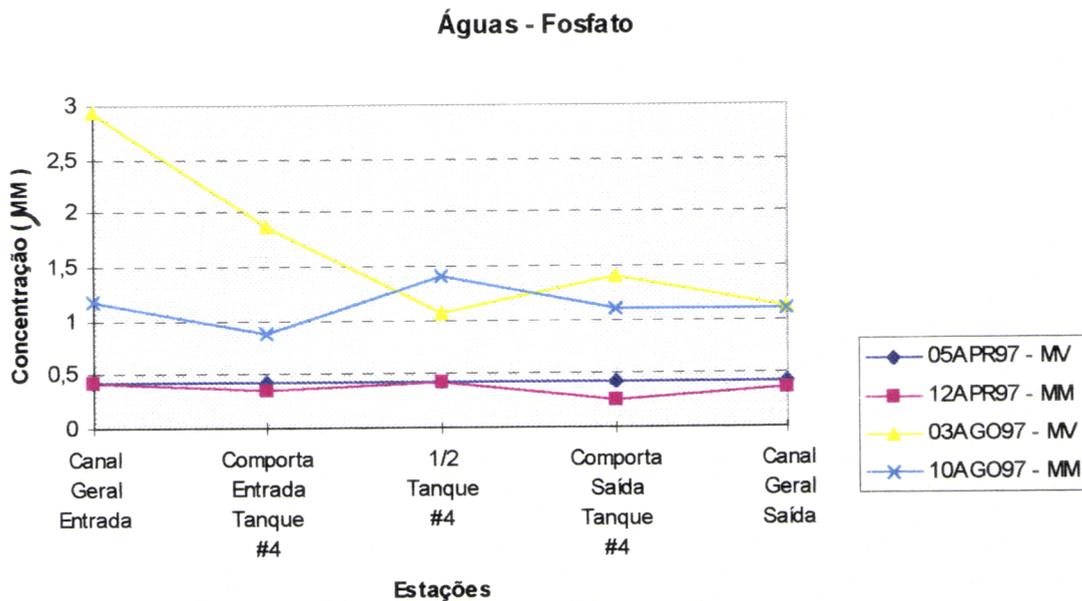


Figura 30 - determinações das concentrações de fosfato ao longo do circuito nas quatro marés consideradas.

Estão perfeitamente definidas e diferenciadas as situações de verão e de primavera, com valores mais elevados no verão. Na primavera observa-se um padrão de valores muito constante ao longo do circuito, desde a entrada até à Comporta Geral de Saída. No verão os valores das águas estuarinas são superiores, observando-se um decréscimo, embora não muito acentuado dentro do sistema.

Em relação ao regime de marés, têm-se valores praticamente indistintos na situação de MM e MV de primavera. No verão, há uma tendência para a entrada de mais fosfatos em marés vivas. Dentro do sistema esta tendência esbate-se.

9.1.2. DISCUSSÃO

9.1.2.1. *Inputs de ração / variação de biomassa no tanque #4*

O aumento das cargas de alimento acompanham o aumento da biomassa no sistema (Fig. 8). A estes valores corresponde uma taxa de conversão alimentar média de 2,0 o que a aproxima dos valores referidos como espectáveis para estas espécies ícticas (Lagler *et al.*, 1977). Se por um lado estes valores não permitem estimar a quantidade de alimento perdido para o meio (não ingerido), por outro lado os valores em absoluto das taxas de conversão, em comparação com as esperadas, deixam prever uma boa eficiência alimentar, sem grandes perdas, que se reflectiriam numa dissolução directa de parte do alimento para a coluna de água, com a restante parte a sedimentar no fundo.

9.1.2.2 - pH e temperatura

Os intervalos de variação encontrados para o pH nas diversas estações de amostragem (Fig. 6) são estreitos (Fig. gráf. 9 e 10), eventualmente devido ao efeito de tampão das águas estuarinas.

Sapal - Não se consideram as variações observadas suficientemente significativas para se estabelecer uma relação directa com as actividades ali desenvolvidas (Fig. 9). Refere-se contudo que a variação total diurna de pH em sistemas de aquacultura marinha ocorre geralmente entre 7,8 e 9,0 (Krom & Rijn, 1989 *in* Gamito, 1994) dado as águas estuarinas serem muito tamponadas. Resulta então que alguns picos característicos, a ocorrer, seriam ocultados ou estarão pelo menos atenuados, concretamente nos canais de circulação de efluentes, uma vez que aqui tendencialmente se lêem valores mais ácidos. O consumo e libertação de CO₂ durante a fotossíntese e respiração resulta em alterações de pH, com valores diurnos de pH inferiores ao amanhecer e superiores ao fim do dia, após intensa actividade fotossintética. O período de amostragem foi bastante alargado, dada a área amostrada (Fig. 6) e a progressão lenta no sapal. Os valores lidos podem assim ser diferentes dos que se obteriam com leituras que se fizessem em simultâneo em todos os pontos. Contudo, Hussenot *et al.* (1991 *in* Gamito, 1994) referem que apenas valores de pH superiores a 8,9 podem ser críticos para a sobrevivência de espécies marinhas ou de fitoplâncton. Em qualquer dos casos não se obtiveram leituras que se aproximassem destes valores.

Piscicultura - as leituras foram executadas procurando seguir a massa de água ao longo do sistema (Fig. 1 e Fig. 6). Os valores encontrados de certa forma contrariam o esperado.

Na amostragem de 05 de Abril as leituras iniciaram-se cerca das 12:00 horas e terminaram às 19:00 horas. Consideram-se duas situações: não se verificou o aumento dos valores que Sampaio (1984 *in* Gamito, 1994) refere deverem ocorrer devido à actividade fotossintética diurna por consumo de CO₂. Pelo contrário, a diminuição observada deverá traduzir uma situação para a qual não se encontrou explicação, porquanto os vários parâmetros envolvidos em simultâneo - actividade fotossintética, aumento da concentração de fitoplâncton ao longo do circuito e efeito tampão - não permitem uma explicação isolada para a tendência observada de diminuição dos valores de pH.

Na amostragem de 12 de Abril iniciaram-se as leituras cerca das 17 horas, terminando cerca das 02:00 horas da madrugada. A tendência observada de diminuição do pH poderá reflectir o fim da actividade fotossintética no sistema.

De qualquer forma os valores de pH encontrados estão dentro dos limites observados e considerados não críticos em sistemas de aquacultura, que segundo Krom & Rijn (1989 *in* Gamito, 1994) se situam entre 7,8 e 9,0.

9.1.2.3. Temperatura e % Saturação de O₂

A temperatura da água é directamente dependente da temperatura atmosférica. Sendo a sua amplitude diária inferior à atmosférica, os seus valores traduzem nitidamente as estações em que se determinaram valores. O arrefecimento nocturno faz-se igualmente sentir, quer no verão quer na primavera, variando com a hora do dia.

Vários factores inter-relacionados podem explicar esta tendência, sem contudo ser possível pesar a magnitude do efeito de cada um. Os valores mais baixos de % sat. O₂ no verão estão de acordo com a esperada menor capacidade de dissolução de O₂ na água para temperaturas mais elevadas. O facto de os valores da % sat. O₂ à saída do tanque serem inferiores aos de entrada, indicam que houve consumo dentro do tanque, havendo porém tendência para o aumento de temperatura da água ao longo do circuito. Por outro lado, este facto é mais evidente no verão, altura em que se verificam valores mais elevados de fitoplâncton, algas que produzem mais O₂ do que consomem (Boyd 1985). As suas taxas de respiração nocturnas e de bactérias associadas não são dedezprezar, tendo Boyd (1985) determinado que em circunstâncias semelhantes, 75% do O₂ produzido na fotossíntese de fitoplâncton era consumido pelas próprias algas e bactérias associadas. É provável também consumo por respiração de matéria orgânica na coluna de água ou ressuspendida do fundo. Os valores de seston, são tendencialmente mais elevados no verão.

Pode-se dizer que em duas situações se nota uma tendência para menores valores de % sat O₂, que correspondem ao período noturno (menor actividade fotossintética, respiração bêntica) e na última situação de verão, com temperaturas elevadas e menor renovação de águas em marés mortas (maior tempo de residência das águas).

Deve ocorrer também maior mineralização de fundo na situação de verão, sendo este consumo mais evidente em situação de maré morta (Fig. 14), altura em que o tempo de residência das águas dentro do tanque é superior.

Em cada período observado, as médias foram adequadas aos limites ecológicos das espécies cultivadas.

9.1.2.4. Transparência e seston

Transparência - Da comparação regimes de maré / sazonalidade, o efeito sazonalidade sobre põe-se em todos os casos ao regime de marés. Comparando valores de MV com MM, o conjunto de leituras sazonais de primavera reflecte maior transparência que o de verão em todas as Estações. (e.g., na Estação #2 os conjuntos de leituras são respectivamente 1,20 - 0,80 m e 1,00 - 0,50 m). Na Estação #5 (Canal Geral de Saída), a inversão de valores de visibilidade de 05 de Abril e 12 de Abril constitui uma excepção ao observado no geral.

Em relação às marés de Agosto encontra-se uma diferença de valores para MM e MV na Estação #1, superior no primeiro caso, e eventualmente contrário ao que seria de esperar, tendo em vista o próprio regime de marés, e sendo as águas que entram no sistema, águas estuarinas. Enquanto que em marés de águas-mortas, devido ao abaixamento das correntes residuais, vai ocorrer uma importante sedimentação do material particulado que, ao acumular-se no sistema dinâmico de vasas fluídas, provoca um aumento correspondente de visibilidade, em marés de águas-vivas o processo inverte-se, com a ressuspensão de parte dessas vasas e o aumento associado de turbidez. As observações na Estação #1 indicam precisamente o contrário, mas que se explica pelo facto de se ter observado no momento da colheita o seguinte fenómeno: dada a pequena diferença de cotas entre preia-mar (PM) e baixa-mar (BM) (2,7 e 1,2 m respectivamente), e a elevada cota de BM, verificou-se que em BM o sapal não fica totalmente a descoberto. Neste período observam-se correntes com componente perpendicular à margem, com certa intensidade por entre os agregados de vegetação de sapal e uma grande turbulência causada pelos efluentes da piscicultura (Fig. 6). Admite-se a ressuspensão de sedimento durante todo este período, e refere-se ainda que na

enchente estas águas vão alimentar a Estação #1, (facto verificado experimentalmente com o lançamento de folhas à água), agora por efeito de enchente na circulação estuarina. Justifica-se assim a inversão de leituras em relação ao esperado, por carreamento daqueles sedimentos. Note-se que as leituras da Estação #2 (1m em MV e 0,5m em MM) sugerem a continuidade deste fenómeno no sistema, anulando-se já dentro do Tanque #4. Pensa-se, no entanto, que este efeito seria de muito maior amplitude, não tendo sido claramente traduzido dada a estratégia de amostragem definida: ao optar-se por se fazerem colheitas sempre a meio do período da enchente, as primeiras águas com maior quantidade de material em ressuspensão, e que incrementariam o fenómeno, já teriam entrado no sistema, obtendo-se portanto na altura das colheitas, quase já só leituras de águas estuarinas que em plena enchente entram directamente do canal que liga ao rio (Fig. 6). Em conclusão, estes valores obtidos serão atenuações daquilo que se passa no início da alimentação da piscicultura, em períodos de marés mortas. Refira-se por último, que para além deste fenómeno, se observou igualmente alguma recirculação de águas (Fig. 6) admitindo-se que no início da alimentação a reentrada de alguma água acabada de sair da piscicultura na maré vazante imediatamente anterior.

Em relação às marés de Abril, os valores na Estação #1 referem-se a visibilidades semelhantes com o disco pousado no fundo (3 m em MV e 2 m em MM) dado os prismas de maré diferentes. Argumenta-se que ocorrendo o mesmo fenómeno de circulação no sapal, se justificam as leituras para a Estação #2 (maior transparência - 1,20 m para MV e inferior - 0,80 m para MM), em que os efeitos de sedimentos ressuspensos se continuariam pelo canal. A correlação positiva destas leituras em cada maré com os valores da Estação #1, sugere que uma maior circulação de água em MV no canal (maior débito) não se sobrepõe-se a uma tendência que eventualmente fosse de esperar, natural, de maior sedimentação ao longo do canal em MM.

Refira-se que em todas as marés se procedeu a título experimental a algumas leituras dispersas com o disco ao longo do canal de recepção de águas até à estação #2. Observou-se uma diminuição gradual, embora pouco significativa, da transparência ao longo deste canal até à estação #2. Não se considera por isso que fosse neste ponto que ocorresse uma súbita diminuição de visibilidade. Dado serem raros os exemplares ícteos no canal, que ao nadar junto ao fundo ressuspendessem sedimento, é de atribuir este aumento de matéria particulada em suspensão (ver fig 16 para valores de seston e fig. 22 para valores de clorofila a) a alguma produção que se verifique durante o tempo de residência das águas no canal. Não foi possível estabelecer o tempo de residência das águas, mas refere-se que as taxas de renovação nos tanques alimentados pelo canal (ao todo três) variam entre 20 e 30% em cada maré. Em relação ao que ficou dito em ii), não é possível relacionar a maior possibilidade de sedimentação neste canal com o regime de marés mortas. Supõe-se que a diminuição da transparência, que é acompanhada sempre de um aumento de seston (sem relação clara com o regime de marés ou sazonalidade) se

ficará a dever neste canal a alguma produtividade, que é evidente a nível de fitoplâncton, o qual em todas as amostragens traduz um aumento de concentração entre a estação #1 e #2, em resultado do tempo de residência das águas.

Em relação às observações das Estações #3 e #4 atribui-se a muito fraca visibilidade ao movimento constante que se observava do peixe, ressuspensão de sedimento do fundo e às maiores concentrações de seston ressuspensionado e fitoplâncton que adiante se discutem. Não se fizeram observações em dias de vento.

Na Estação #5, a maior visibilidade observada na primavera não coincide com os elevados valores obtidos para seston. No entanto considera-se que: em primeiro lugar ocorreram chuvas nos dias que antecederam as colheitas, o que pode significar um efeito de diluição que se verifique eventualmente ao longo do canal. Em segundo lugar o efeito de drenagem de águas a montante terá provocado, como foi observado, o arrastamento de detritos de dimensão visível, não afectando a visibilidade, mas sim os valores de matéria particulada filtrada.

Seston - Os valores da transparência permitiram avaliar razoavelmente a entrada de material particulado no sistema. Houve correspondência linear com os níveis determinados para seston total na amostragem de verão: na Estação #1 (Canal Geral de Entrada), à menor visibilidade (1,5 m) em MM corresponderam leituras superiores de seston (8,5 mg l⁻¹) contra uma visibilidade (>3 m) em MV com 5,1 mg l⁻¹ de seston determinados. Na primavera, verifica-se a situação contrária, menos esperada: à maior visibilidade em MM na Estação #1 correspondem leituras superiores para seston (25,4 mg l⁻¹).

Na primavera não se pode estabelecer o mesmo tipo de correlação directa porquanto as visibilidades foram lidas com o disco de Secchi no fundo. Contudo é de realçar que comparando com a situação de verão, os 25,4 mg l⁻¹ determinados para seston constituiriam base suficiente para determinar uma menor visibilidade tendo em conta o efeito produzido na transparência pelos 8,5 mg l⁻¹ de seston total na transparência da MM de 10 de Agosto. Esta situação terá como explicação plausível o maior hidrodinamismo das águas em marés vivas, que carrearão mais matéria particulada. Contudo encontra-se uma possível explicação entrando-se aqui com o factor tempo e prioridades de amostragem. Tendo-se procedido primeiro às colheitas de água (período relativamente alongado por necessidade de acondicionamento imediato) e só depois à leitura de Secchi, aceita-se que nesta primeira amostragem da primavera se tenham ainda águas de início de enchente e com maior tempo de residência no canal de ligação ao rio e por isso com mais ressuspensão. As águas que corriam na altura da leitura da visibilidade seriam mais directas do rio.

Retomam-se aqui as observações feitas em relação ao decréscimo de visibilidade atrás referidas entre as Estações #1 e #2. Este acompanha o aumento de valores para seston. O fenómeno de aumento das concentrações de seston não pode ser avaliado sem interpretação prévia de dados relativos a fitoplâncton e nutrientes da água. O seu aumento revela contudo uma forte correlação com o comportamento de fitoplâncton, que aumenta igualmente, pelo que se pressupõe que há produção primária nesta zona do circuito, e o aumento da concentração de material particulado pode ser atribuído, pelo menos em parte a alguma produção primária ao longo do percurso (dados os indicadores de fitoplâncton e nutrientes).

O padrão das concentrações de seston orgânico revela que o efeito sazonalidade se deverá fazer sentir de duas formas: (i) tendência para entrada no sistema de valores mais elevados de seston orgânico na primavera: na Comporta Geral de Entrada tem-se 5,5% do total de seston em MV e 0,8% em MM. No verão tem-se 1,1% e 0,6% respectivamente; (ii) um incremento percentual na primavera menos elevado ao longo do sistema até se atingirem os valores máximos que ocorrem no tanque #4: 180% na MV e 400% na MM respectivamente. No verão os incrementos são respectivamente 516% e 690%. Tal poderá significar que (i) na primavera o seston orgânico no sistema terá principalmente origem alóctone, devido a maior quantidade de material detritico transportado pelo rio, em período pós-chuvas e (ii) dado o aumento percentual inferior em relação ao verão, deverá ocorrer menor produção. A análise de fitopigmentos mostra uma tendência para maior produção dentro do circuito no verão, o que viria a explicar o observado em relação a seston orgânico. Refere-se que os valores lidos para a amostragem de 12 de Abril no interior do tanque ocorrem após dois dias de chuvas intensas, em que se aceita que, dada uma taxa de renovação de águas no tanque da ordem dos 20% (MM) e 30% (MV) estes valores não se refiram estritamente a produção autóctone mas a um desfazamento de parte da massa de água que 4 marés antes teria entrado no tanque, e que devido à torrencialidade tivesse incorporado matéria orgânica entre os dois períodos de leitura.

Por outro lado, os dados para o verão, mostram uma menor entrada de seston orgânico no sistema quer em MV (0,6%), quer em MM (1,1%), e um aumento de respectivamente 516% e 690% entre este ponto e o tanque tanto em MV como em MM. Significa isto que há produção primária no meio do sistema, mais acentuada no verão. Os resultados para fitoplâncton revelam valores mais elevados quer em MV, quer em MM no verão (Fig. 24 e 25). O elevado valor ($23,99 \text{ mg l}^{-1}$) lido para o Canal Geral de Saída em 10 de Agosto é atribuído ao facto de a colheita se ter processado durante a renovação de águas da maternidade, a juzante, e de onde é de esperar uma maior proporção seston orgânico / seston cinzas.

A variação drástica dos valores de transparência acontecem na Estação #3 (1/2 tanque #4) em que se reduz em qualquer período a valores da ordem dos 30 - 40 cm. Esta diminuição está em correlação com o aumento dos valores de seston - rever olhando para as escalas que na generalidade a um aumento da turbidez ao longo do sistema também se assiste a um incremento de seston em todas as amostragens. A actividade de alimentação de *S. aurata* neste tanque tende a aumentar a concentração de matéria particulada na coluna de água, porquanto estes peixes perturbam o sedimento na captura de presas ou alimento inerte.

Não se encontra um padrão de variação para o seston regular. Observam-se valores relativamente semelhantes de seston entre as Estações #1 e #2, muito embora com um ligeiro incremento a que corresponde igualmente um aumento de turbidez entre estes dois pontos.

Em conclusão pode-se afirmar que os valores encontrados para seston variaram em todas as amostragens entre 5,1 mg l⁻¹ e 102,3 mg l⁻¹, valores que cabem dentro do intervalo de valores determinado por Bettencourt *et al.* (1992) num levantamento efectuado para o Estuário do Mira e que é de 10 - 300 mg l⁻¹. É importante a observação de valores baixos para matéria particulada em suspensão, pois pode ser causa de colmatação de opérculos em peixe, de cobrir organismos bentónicos e de reduzir a penetração luminosa, limitando a produção primária. De acordo com Grasso *et al.* (1983 *in* Gamito, 1994), metade da matéria em suspensão tem origem inorgânica. Neste caso os valores de seston cinzas revelaram uma grande heterogeneidade, variando entre 5 e 82 %.

Balanço total de seston (input à entrada do tanque e exportação na comporta de saída). Para além da Figura 21, entendeu-se repetir a apresentação dos dados brutos, dado que aqui se refere alguns valores absolutos:

ESTAÇÃO / VARIÁVEL (Kg)	MM 05ABR	MV 12ABR	MM 03AGO	MV 10AGO
Comporta Entrada Tanque #4	611,5	136,5	326,6	158,6
1/2 Tanque #4	896,3	262,5	666,6	653,1
Comporta Saída Tanque #4	634,3	223,7	628,6	917,7

Observam-se maiores entradas em marés mortas que em marés vivas. A variação entre o seston total que entra e que sai é sempre positiva (Fig. 20, cf. 9.1.1.4) pelo que, prevendo-se alguma sedimentação no fundo do tanque, se deverão considerar

alguns factores: (i) produção de seston (orgânico) no interior do tanque, incluindo produção primária (fitoplâncton, Fig. 22, 23, 24 , e 25) se pensa ocorrer; (ii) parte da carga acrescida se deve aos *inputs* de alimento, (Fig. 8, cf. 9.1.1.) que em parte se perdem para a coluna de água na forma não ingerida, e a um aumento da biomassa (Fig. 8, cf. 9.1.1.) a que corresponde mais quantidade de excreta; (iii) ressuspensão de sedimentos do fundo coincidente com os períodos de amostragem. Esta variação é monotonicamente positiva, o que se reflete em cargas lançadas nos efluentes, crescentes, ao longo do período de acompanhamento. Consideraram-se ainda as diferenças entre as leituras a meio do tanque e as exportações à saída, na tentativa de interpretar alguma sedimentação no fundo do tanque. De facto, a referida produção ou *inputs* excede as diferenças verificadas entre os valores à entrada e os de saída em todas as marés excepto na última. Desta forma deverá haver deposição de matéria particulada no fundo do tanque, ocorrendo porém o contrário na MV de 10 de Agosto. Um maior hidrodinamismo ou maior agitação do peixe com ressuspensão do sedimento podem ser as causas próximas do observado. Conclui-se, assim, haver uma tendência para a sedimentação de matéria particulada no fundo do tanque e obtêm-se valores absolutos de descarga nos efluentes em cada maré compreendidos entre 223,7 Kg e 917,7 Kg. Em termos relativos, tendo em conta o que entra, o diferencial da exportação varia entre 22,8 kg e 759,1 Kg.

9.1.2.5. Clorofila *a* e feopigmentos

Como anteriormente referido, existe um alargamento do canal que liga a piscicultura ao rio, junto da Comporta Geral de Entrada (Estação #1). Observou-se que sobretudo em MM ocorre aqui um tempo relativamente alongado de residência de águas na estufa da vazante, em MM. Dado que todas as amostragens reflectem produção de fitoplâncton dentro do sistema, sendo mais acentuada no verão, refere-se que: os dois valores iguais lidos para a Estação #1 para MM e MV significam que, sendo a taxa de produção de fitoplâncton inferior na primavera, este tempo de residência não foi suficiente para se notarem diferenças. O incremento para a Estação seguinte é também pequeno: aproximadamente três vezes em ambas as marés. Por outro lado, e comparativamente ao verão, os valores à entrada são muito inferiores em MV do que em MM (respectivamente 0,196 e 0,890 mg m⁻³), denotam que, neste espaço, o tempo de residência é suficiente para o início do incremento comparativamente superior da produção de fitoplâncton. Este quadro tem continuidade ao longo do circuito, obtendo-se os picos máximos deste parâmetro na Estação #3 (a meio do tanque) em situação de verão.

Sazonalidade : O facto de se obterem maiores concentrações de fitoplâncton no verão do que na primavera, embora não se possa considerar ter havido aqui um “bloom”, pode ser explicado pelas particularidades deste estuário: em estuários pouco profundos e de elevado hidrodinamismo, como é o caso do Mira (Andrade, 1986), os “blooms” planctónicos ocorrem geralmente a meio / fim de verão (Williams, s / data). A causa provável apontada é que apenas a meio desta estação o fitoplâncton poderá crescer a taxas suficientemente rápidas antes de ser transportado para o mar (Williams, s / data), sendo igualmente em estuários deficitários o caudal fluvial igualmente menor (Andrade, 1986). Daqui a tendência para se observarem de qualquer forma, concentrações mais elevadas na estação mais quente e de rio mais deficitário.

Os valores observados são relativamente baixos comparativamente a outros sistemas semi-intensivos. Santinha (1994 *in* Godinho, 1997) refere um valor determinado de 2,53 mg m⁻³ e Hollerman & Boyd (1986 *in* Godinho, 1997) indicam valores até 40 mg m⁻³ durante os meses de verão. O padrão de valores mais elevado encontrado é tipicamente descrito para tanques de aquacultura (Boyd, 1991 *in* Godinho, 1997). O aumento da temperatura e da taxa de alimentação (cf. 9.1.1.) criam nos tanques situações propícias para estes aumentos. No entanto, o facto de não se terem observado diferenças muito acentuadas entre a primavera e o verão, pode ficar a dever-se aos elevados níveis de turbidez, causados como se observou *in situ*, pelo levantamento de sedimento devido a uma grande actividade dos peixes, e menor penetração luminosa.

O aumento da produção primária é vulgarmente citado como um contributo para o aumento da produtividade do sistema. Krom *et al*, (1985) referem as vantagens da manutenção de concentrações elevadas destas algas num tanque de engorda: produzem mais O₂ que consomem, contribuindo para o aumento do O₂ dissolvido (cf 9.1.2.2.), servem de alimento a diversos consumidores na cadeia trófica que aqui se estabelece e é um meio eficiente de remover micronutrientes que incorporam da coluna de água (e.g., NH₄⁺). No entanto as elevadas concentrações de fitoplâncton, a observarem-se, diminuem a penetração luminosa fazendo com que a produção fotossintética fique restrita às camadas superficiais, resultando numa menor concentração final de O₂ dissolvido tendo em conta o conseqüente acréscimo do consumo provocado pelo aumento da matéria orgânica (menor taxa de mineralização, mas mantendo elevados valores de CBO).

Feopigmentos - Quer na primavera quer no verão se nota nas amostragens de MV à entrada da unidade, valores de feopigmentos superiores aos de fitopigmentos, com índices de degradação elevados, a variar entre 68 e 88%. Isto poderá indicar que um maior hidrodinamismo do estuário, com ressuspensão de vasas e feopigmento depositado, ou a presença em maior quantidade de zooplâncton, poderá contribuir para a degradação da clorofila *a* a feopigmentos. Em relação ao que se passa dentro do sistema,

pode-se dizer que, de uma forma geral, a situação se inverte. Para a maior parte do período de colheitas observam-se índices de degradação entre 30 e 50%, sendo os valores mais baixos coincidentes com picos de clorofila, denunciando uma maior juventude dos povoamentos. De uma forma geral os índices de degradação apresentam valores mais elevados em locais de maior hidrodinamismo, onde igualmente as concentrações de clorofila α são inferiores. Pode significar populações mais envelhecidas e senescência com passagem de clorofila degradada para a água. De qualquer forma pode-se concluir que é em locais de menor hidrodinamismo - a meio do Tanque #4 - que ocorre a maior taxa de produção de fitoplâncton.

a 9.1.2.6. Nutrientes

AMÓNIA

Os valores observados são no geral considerados baixos para o esperado em águas de tanques de piscicultura de fundo em terra (Falcão, com pess.). O facto de os maiores valores observados coincidirem com a estação quente (verão) e com valores de % O₂ diss. mais baixos podem ser devidos quer ao incremento da taxa de alimentação e metabólica do peixe, que se encontra num ponto mais adiantado do ciclo de crescimento (cf 9.1.1.), quer a um processo mais dinâmico de mineralização de vasas do fundo do tanque com libertação de amónia para a coluna de água, ou de mineralização de matéria orgânica da própria coluna de água. A amónia é um nutriente que desadsorve com muita facilidade do sedimento, passando para a coluna de água.

O facto de os valores serem muito superiores dentro do sistema que fora dele traduz assim que há produção de amónia dentro do sistema. Por outro lado, se estes valores são inferiores ao esperado (Falcão, com pess.), significa que há igualmente consumo. Está-se assim numa situação de equilíbrio da qual resultam estes valores, sendo nítida como se viu a produção de fitoplâncton assimilador de amónia dentro do sistema. Maior concentração de fitoplâncton no verão poderá ter a ver com consumo de amónia por incorporação de NH₄⁺, ou por oxidação da própria NH₄⁺, observando-se por isso valores baixos e inferiores ao que seriam de esperar de uma maior produção de NH₄⁺ no verão.

Sem justificação aparente para o valor acaracterístico de 10 de Agosto, não se considera a determinação significativa, relegando-se para um erro ocorrido ou de conservação, ou de leitura em laboratório.

NITRITOS

Os níveis naturais de nitritos em águas estuarinas são na generalidade muito baixos, inferiores a $0,1 \mu\text{mol l}^{-1}$. Este parâmetro é geralmente tomado como um indicador de águas poluídas nas proximidades de efluentes de esgotos, ou onde se desenvolve elevada produção primária, apontando-se como indicadores, níveis da ordem de $1 - 2 \mu\text{mol l}^{-1}$. No presente caso os níveis mais elevados correspondem exactamente aos determinados nos efluentes da piscicultura, com valores considerados contudo baixos ($0,27 \mu\text{mol l}^{-1}$) quer em MM, quer em MV.

A pequena variação que se observa dentro do tanque em MM, significa que possa ser resultante da desnitrificação do nitrato (oxidação de NH_3^- a NO_2^-). Este processo requer um fornecimento de compostos orgânicos e condições de anaerobiose. Procura-se uma explicação fundamentada em três ocorrências verificadas: em primeiro lugar uma carga de alimento fornecida ao peixe, que sendo elevada no verão, em MM a parte não ingerida terá tendência a uma maior permanência no tanque, dada a menor taxa de renovação de água. Em segundo lugar, a desnitrificação coincide com o período em que há maior libertação de NH_4^+ , com processo mais acelerado de mineralização do fundo, preferencialmente por vias metabólicas anaeróbias devido a baixos teores de O_2 no sedimento. Em terceiro lugar, extrapolando para o que se passa com nitratos na primavera, observa-se que os valores mais baixos ocorrem em marés mortas, eventualmente devido a um processo de desnitrificação, mas para o qual não se têm valores para comparar com a situação de verão.

NITRATOS

Em muitas áreas marinhas e estuarinas o nitrato tem sido considerado o nutriente que controla a produção primária nas camadas superficiais (Gamito, 1994). Atendendo a que: a inflexão ocorre na área de menor hidrodinamismo (a meio do tanque), no local onde se observam (e ocorrem de certeza) os maiores picos de fitoplâncton, não é de excluir que aqui ocorra consumo por parte do fitoplâncton. Estes organismos assimilam preferencialmente amónia, mas sendo neste período as concentrações igualmente baixas, ocorrendo assimilação de nitrato, poderá ser este em última análise o factor limitante à produção de fitoplâncton, relativamente aos valores determinados para clorofila *a* apesar da elevada turbidez e pequena profundidade do tanque anteriormente discutidas.

SILICATO

Em regiões onde ocorrem “blooms” de fitoplâncton, a concentração de silicato diminui na primavera (época da ocorrência) e aumenta no verão, altura em que o crescimento de fitoplâncton abranda, voltando a atingir máximos no inverno (Millero & Sohn, 1992 *in* Gamito, 1994). Discutiu-se em 9.2.2.4. que os aumentos de fitoplâncton ocorrem neste sistema no verão, pelo que esta variação não parece ocorrer neste sistema, podendo o aumento quer na primavera quer no verão estar associado a um aumento da actividade biológica no sistema e a ressuspensão do sedimento. De facto os maiores teores de seston e turbidez na água ocorrem no verão, altura em que as determinações do silicato são mais elevadas. De qualquer forma, é a temperatura o efeito determinante nos silicatos.

FOSFATO

As grandes diferenças que se observam são entre as situações de primavera e de verão. A temperatura das águas tem um efeito na adsorção / desadsorção dos fosfatos a partículas em suspensão na água. A temperaturas mais elevadas os fosfatos têm tendência a desadsorver e passar para a coluna de água na sua forma livre. Observam-se duas situações distintas: na primavera, com temperaturas de água mais baixas, a não variação dos níveis dos fosfatos entre as águas estuarinas e ao longo de todo o circuito, pode ser explicado pela não desadsorção às partículas que entram no circuito e circulam até à saída. No verão, com temperaturas mais elevadas, os teores de fosfato livre nas águas estuarinas são mais elevados, eventualmente por maior libertação do sedimento, notando-se porém um ligeiro decréscimo dentro do circuito. Este decréscimo coincide precisamente com a maior libertação de amónia.

a 9.2. SEDIMENTOS

a 9.2.1. RESULTADOS

O pisoteamento observado em alguns locais do sapal nos dias de amostragem obrigou a pequenos ajustamentos na localização dos pontos de amostragem definidos na grelha de amostragem inicial.

A grande compactação do fundo do tanque nalguns pontos e a instabilidade da embarcação impediu a penetração do tubo PVC até à profundidade pretendida, pelo que se obtiveram alguns perfis de menores dimensões que as inicialmente estabelecidas.

No tanque e de uma forma geral, o padrão em “S” assumido para localização dos pontos de amostragem, revelou alguma heterogeneidade deste fundos. Detectou-se ainda a presença de “carreiros”, espécie de canais escavados longitudinalmente ao longo do tanque, para facilitar o escoamento de águas nas épocas de esvaziamento total do tanque para mineralização do solo.

A determinação de matéria orgânica no sedimento foi difícil devido à presença abundante de vegetação e fauna nalgumas amostras e total ausência (visível) noutras. Pensa-se no entanto que o critério de remoção destas partículas tenha aproximado as amostras ao que se pretendia: diminui-se o erro, dado que a presença p. ex. de um bivalve não representa a matéria orgânica sedimentada.

Quanto à granulometria do sedimento, observou-se ser só vazosa e muito homogénea no sapal quer por comparação dos diferentes pontos de amostragem, quer muito homogénea ao longo do perfil de cada amostra. No tanque, apenas no canal de entrada a granulometria era arenosa nas camadas superficiais, reflectindo que o grande hidrodinamismo aí observado actua como factor impeditivo de sedimentação de materiais finos. Nos restantes pontos observam-se camadas superficiais de sedimento muito fino e restantes camadas muito compactadas, com pequenas conchas intercaladas no sedimento.

Um excesso de matéria orgânica pode conduzir a condições de anaerobiose, associadas a fenómenos de redução de sulfato (Hussenot & Martin *in* Gamito, 1994). A transição entre condição oxigenada e reduzida pode geralmente ser observada pelas diferenças em cor e cheiro do sedimento: a cor acastanhada da camada superficial de sedimento passa a cinzenta, imediatamente antes da coloração negra da camada reduzida de sulfuretos.

a9.2.1.1 Tanque #4

A determinação do teor em matéria orgânica nas camadas superficiais dos sedimentos dos vários pontos de amostragem, traduz, por comparação com o restante perfil, mais profundo, a variação da sua deposição ou arrastamento recentes.

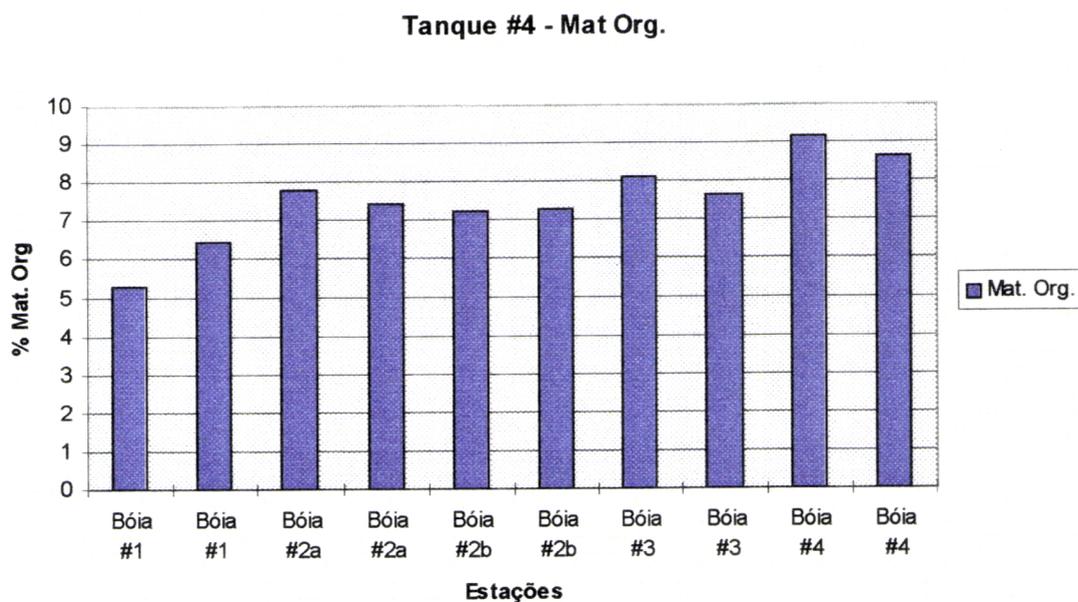


Figura 31 - variação da % de matéria orgânica nas duas primeiras secções do sedimento do Tanque #4 em cada um dos pontos de amostragem em 03 de Abril

Um replicado da determinação dos teores em matéria orgânica nas camadas superiores do sedimento, pode ou não confirmar os primeiros resultados. A comparação com pontos de localização semelhante num tanque, em fase de mineralização, pode revelar o esperado na variação da matéria orgânica durante esta fase de mineralização

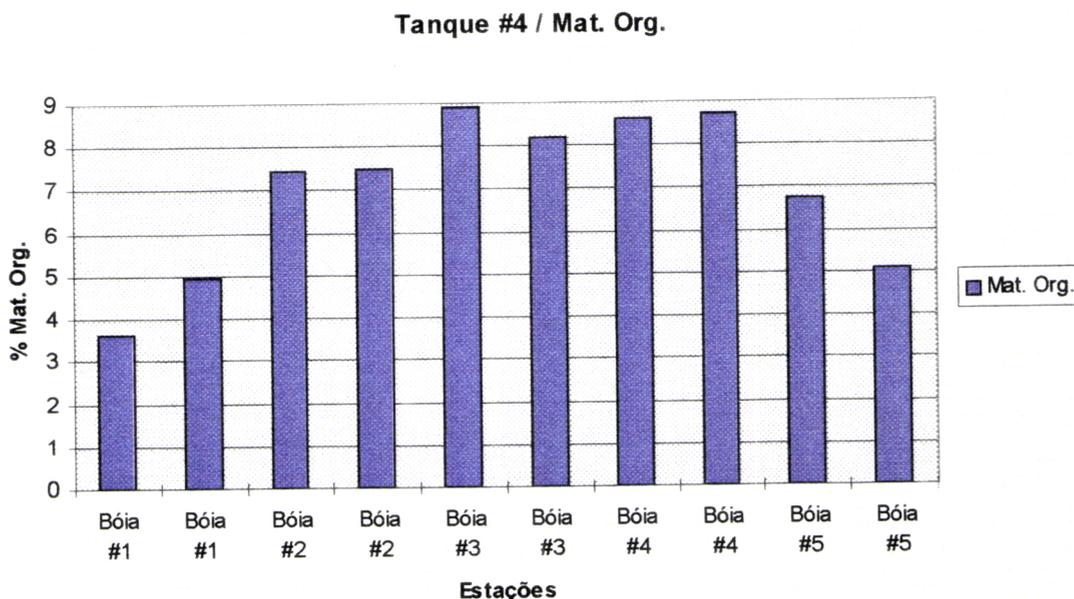


Figura 32 - variação da % de matéria orgânica nas duas primeiras secções do sedimento do Tanque #4 em cada um dos pontos de amostragem em 12 de Abril

Observa-se em ambas as amostragens, uma variação tendencialmente crescente da % de matéria orgânica, da Bóia #1 (5,308% na primeira camada de sedimento e 6,425% na segunda camada na amostragem de 03 de Abril, e respectivamente 3,614 % e 4,937 % na amostragem de 12 de Abril) para a Bóia #4 (com valores respectivamente 9,139 % e 8,656% na primeira amostragem e 8,615 % e 8,704 % na segunda amostragem). A granulometria do sedimento era mais grosseira na Bóia #1 do que na Bóia #4. Lêem-se ainda valores de 6,742 % e 5,108% na amostragem realizada no tanque #5, contíguo, e posto a mineralizar havia alguns meses. Todas as camadas superiores do sedimento se apresentam de cor castanho-claro. Não se sentiu qualquer cheiro a sulfuretos.

A análise do teor em matéria orgânica ao longo de todo o perfil de cada amostra, permite estabelecer um padrão do conteúdo de matéria orgânica em profundidade e simultaneamente comparar a variação (a ocorrer) com as camadas mais superficiais.

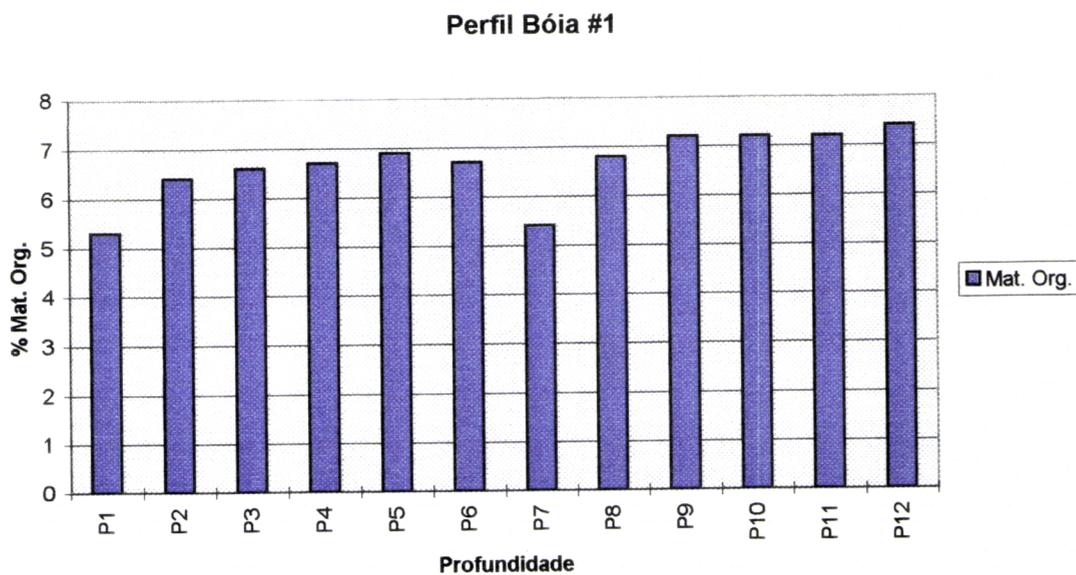


Figura 33 - variação da % de matéria orgânica profundidade (12 secções) do sedimento na Bóia #1 do Tanque #4 na amostragem de 03 de Abril

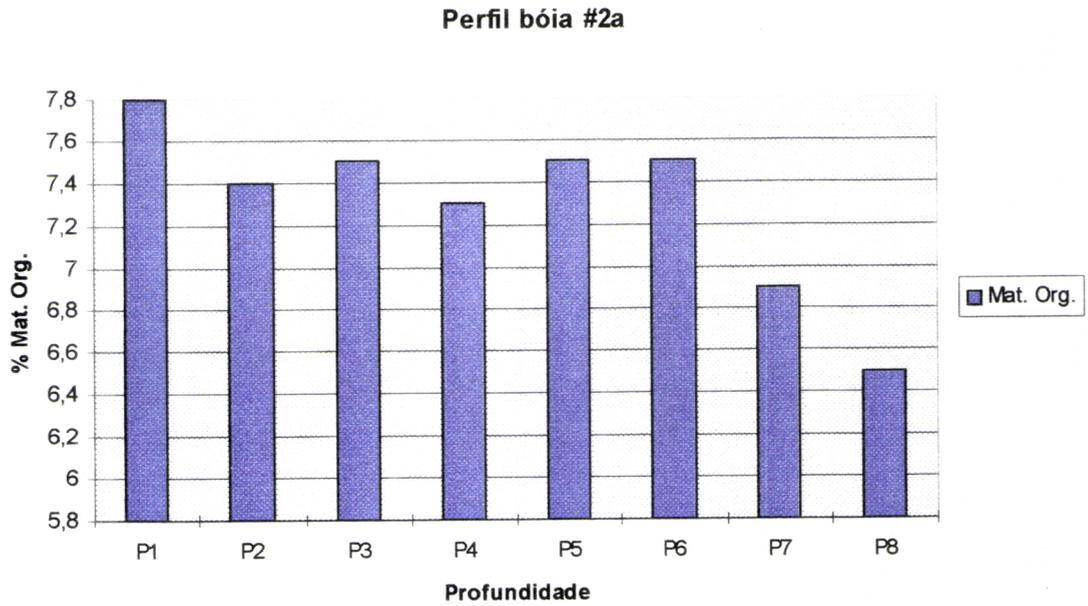


Figura 34 - variação da % de matéria orgânica profundidade (8 secções) do sedimento na Bóia #2a do Tanque #4 na amostragem de 03 de Abril

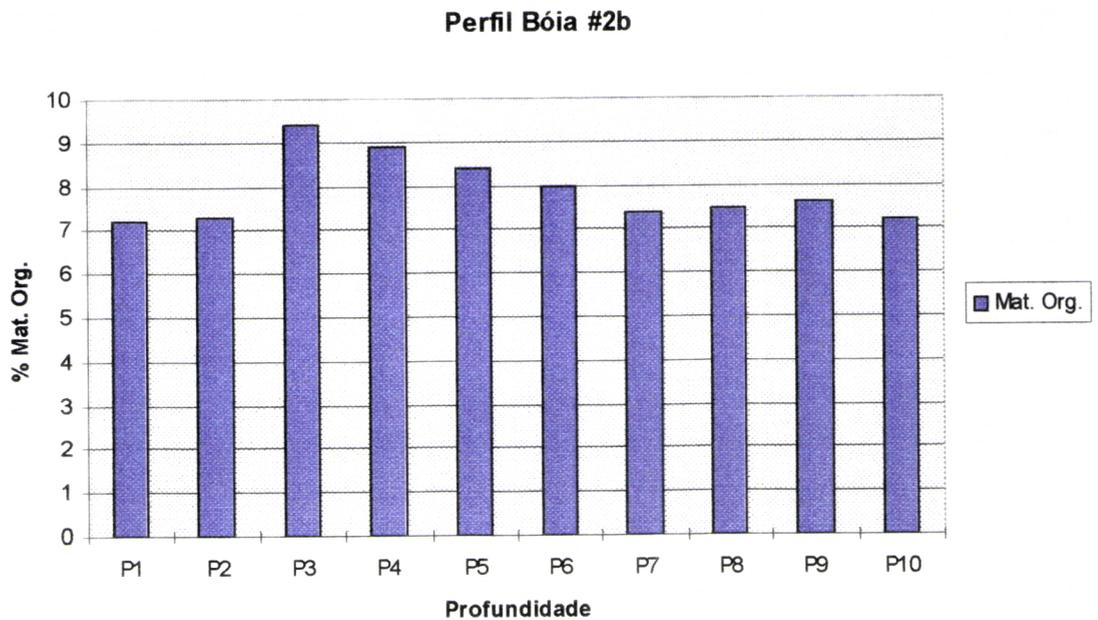


Figura 35 - variação da % de matéria orgânica profundidade (10 secções) do sedimento na Bóia #2b (replicado) do Tanque #4 na amostragem de 03 de Abril

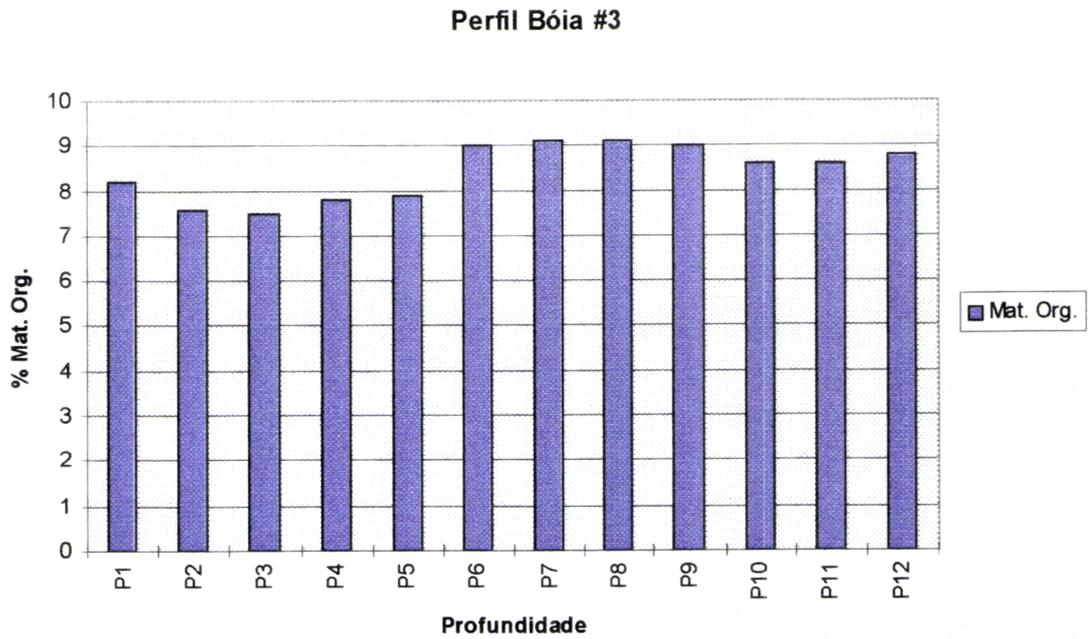


Figura 36 - variação da % de matéria orgânica profundidade (12 secções) do sedimento na Bóia #3 do Tanque #4 na amostragem de 03 de Abril

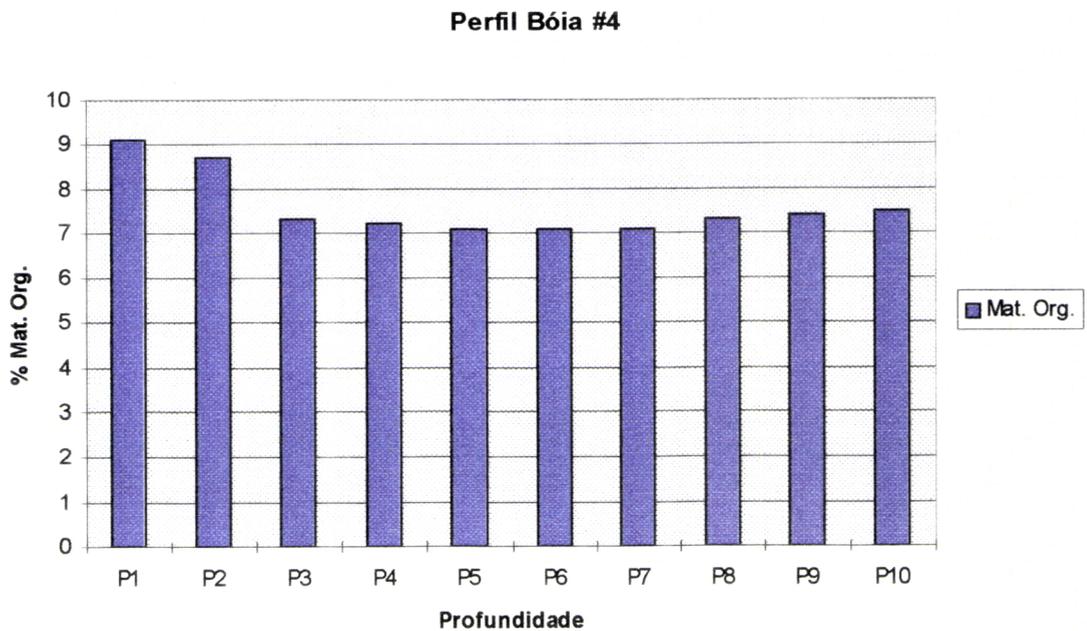


Figura 37 - variação da % de matéria orgânica profundidade (10 secções) do sedimento na Bóia #4 do Tanque #4 na amostragem de 03 de Abril

Observa-se para as cinco figuras, que embora com alguma heterogeneidade nalgumas secções, a tendência para os teores de matéria orgânica é de se situar entre os 7% e os 8,5%. Sem contar com as duas camadas superficiais, dado que se pretende caracterizar o solo menos sujeito a perturbações de superfície (actividade do peixe, excreta, alimento, etc.) obtêm-se as seguintes médias e desvios padrão:

Estação	Média (%)	Desvio padrão
Bóia #1	6,802	0,546
Bóia #2a	7,232	0,312
Bóia #2b	8,058	0,719
Bóia #3	8,546	0,578
Bóia #4	7,266	0,147

a9.2.1.2. Sapal

A determinação do teor em matéria orgânica nas camadas superficiais dos sedimentos dos vários pontos de amostragem, poderá traduzir ou uma homogeneidade deste sedimento no sapal, ou alguma influência pontual da piscicultura, tendo em conta a localização dos pontos de amostragem. Por comparação com o restante perfil, pode-se determinar a sua semelhança / dissemelhança com os perfiz do tanque #4.mais profundo, a variação da sua deposição ou arrastamento recentes.

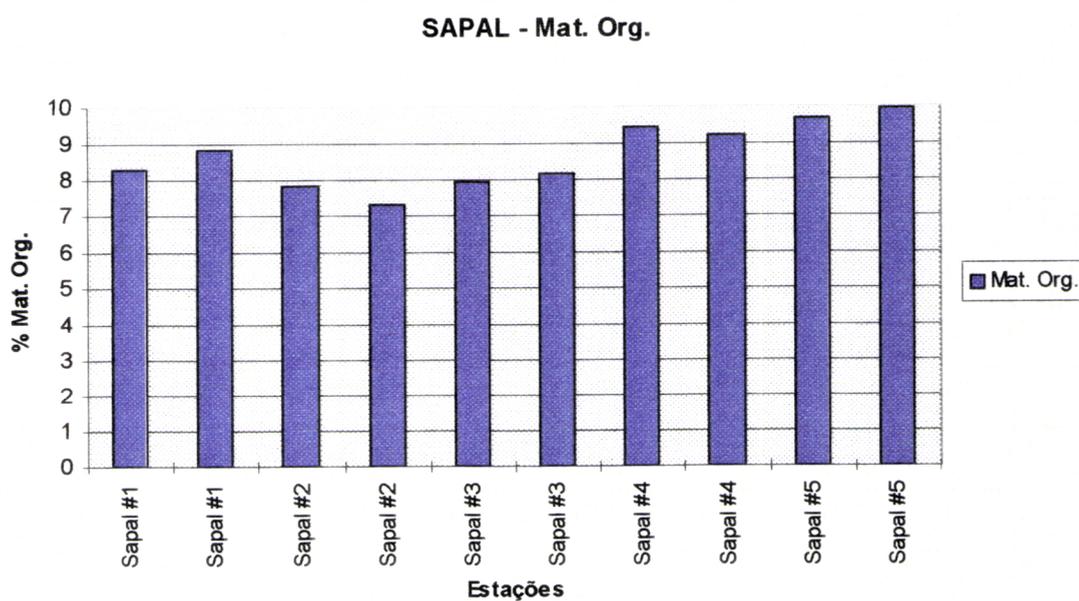


Figura 38 - variação da % de matéria orgânica nas duas primeiras secções do sedimento do Sapal nos pontos de amostragem #1 a #5 em 13 de Abril

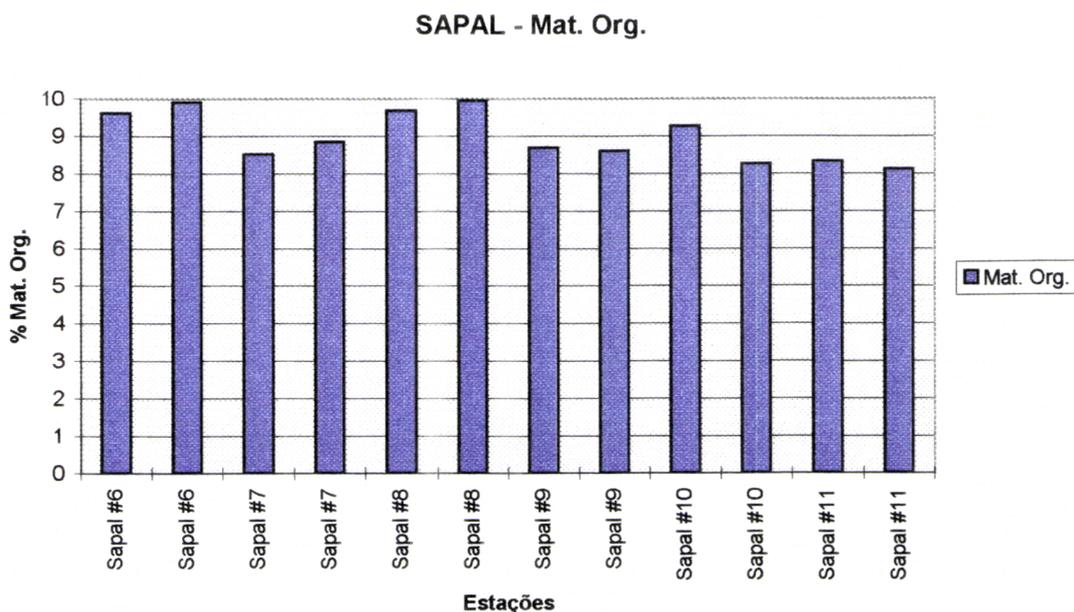


Figura 39 - variação da % de matéria orgânica nas duas primeiras secções do sedimento do Sapal nos pontos de amostragem #6 a #11 em 13 de Abril

Observam-se variações de valores em matéria orgânica compreendidos entre os extremos 7,346 % (Sapal #2) e 9,954 %. É possível distinguir duas áreas dentro desta grelha de amostragem (Fig. 5), com base nestes teores, de uma forma grosseira (não se recorreu a nenhum teste estatístico para o confirmar): as Estações #1 a #3 formam um grupo com teores mais baixos e as Estações #4 a #11 outro. Contudo, verifica-se um ligeiro incremento nos valores deste último grupo nos pontos mais próximos aos canais de circulação de águas da piscicultura (Estações #5, #6, #8 e # 10). A Estação #11, fora desta enseada, apresenta um valor de 8,327 % e 8,119 %.

De uma forma geral os valores encontrados no sapal são inferiores aos determinados para o tanque #4.

9.2.2. DISCUSSÃO

9.2.2.1. Tanque #4

A variação do teor em matéria orgânica no sedimento, entre as Estações Bóia #1 e #4, demonstra a sua estreita dependência do tipo de substrato e condições de deposição, com valores muito baixos na estação #1, cujo sedimento pode ser considerado grosseiro, sendo fortemente influenciado pela violência da circulação das águas junto à Comporta de Entrada (Bóia #1). Em contrapartida as restantes estações, cujo sedimento é muito mais fino (correspondente ao elemento dominante do estuário, as vasas) apresentam teor em matéria orgânica muito superior, sendo as variações registadas consequência provável da alteração das condições de deposição: menor circulação das águas, *inputs* de alimento para o peixe e excreta destes últimos que povoam todo o tanque. O facto de não se observar um decréscimo na matéria orgânica junto à Bóia #4, pode ser interpretado da seguinte forma: a distância a que se encontrava a Bóia #4 da comporta de saída não deveria permitir que se fizesse sentir com muita intensidade a circulação de saída das águas (que aliás pareceu ser sempre menos violenta que na Comporta de entrada, talvez por razões de projecto), o que provocaria o arrastamento do material recentemente depositado. Por outro lado, a pequena distância a que se encontrava o alimentador (Fig. 1) deveria permitir um maior *input* de alimento na área e uma maior actividade do peixe que de forma geral criou hábitos comportamentais de proximidade aos locais de alimentação.

Os valores determinados para matéria orgânica podem ser comparados com os de Hussenot & Reymond (1990 *in* Gamito, 1994) que se situam entre 4 e 6% em tanques que tinham iniciado a produção recentemente, ou com os de tanques mais antigos, com valores compreendidos entre 12 e 15 %. Consideram-se, dada a actividade se ter aqui iniciado dois ciclos atrás (cinco anos) que os níveis são aceitáveis, pensando-se que para isso deve igualmente contribuir os períodos de exposição ao ar para mineralização a que se procede entre cada ciclo: os menores valores de matéria orgânica encontrados na amostragem designada Bóia #5 (Tanque contíguo, num ponto de localização equivalente ao da estação Bóia#4, junto ao canal de saída e de um alimentador), pode significar que o procedimento de expor os solos ao ar para mineralização periódica (entre cada ciclo de crescimento), conduz a uma oxidação da matéria orgânica, sendo por isso benéfico, traduzindo-se por um não envelhecimento dos solos.

As camadas mais profundas, dado serem pouco homogéneas, poderão sofrer alguma influência das águas / camadas superficiais.

A coloração acastanhada destas camadas deixa antever uma boa oxigenação nas águas da interface água-sedimento.

9.2.2.2. Sapal

O facto de as Estações #1 a #3 apresentarem valores percentuais de matéria orgânica inferiores aos das restantes Estações, pode significar que se verifica alguma influência dos efluentes na sedimentação de matéria orgânica no sapal, pelo que a distância à piscicultura seria determinante nessa variação.

Tendo em conta que Os valores mais elevados de matéria orgânica por um lado se situam quer junto aos canais de escorrência de águas: A Estação #5, com respectivamente 9,688 % e 9,922 %, localiza-se num local de vasa baixo, onde se aceita que possa decorrer alguma sedimentação; Estação #6 mesmo junto ao canal dos efluentes dos tanques de pré-engorda, com valores 9,608 % e 9,892 %; Estação #8 com valores 9,665% e 9,954%, numa zona em que como anteriormente se refere, em MM o tempo de submersão é elevado e se verifica alguma recirculação de águas provindas do Canal Geral de Saída, observando-se um tempo de residência destas águas relativamente alongado neste local; Estação #10, junto ao canal de entrada da picicultura. Como anteriormente referido, observa-se alguma recirculação de águas nesta zona, havendo um grande desfasamento entre o início da alimentação do canal na enchente e o fim da escorrência dos efluetes pelo Canal Geral de saída. Durante este período o sapal está coberto por uma mistura destas águas e de águas estuarinas de enchente.

A distância à linha de água estuarina definida em baixa-mar, pode ser também um factor determinante na sedimentação de matéria orgânica: podem-se comparar as estações #2 e #3, esta última mais afastada do curso do rio, que apresenta valores inferiores, embora se admita sem muito significado, e atendendo a que não se fizeram replicados. Já na Estação #7 este efeito parece ter mais significado, quando comparados o seu valor (8,524 % e 8,842 %) com os valores das estações mais próximas (#6, #8 e #10) todas com uma décima percentual mais elevada.

A Estação #11 propositadamente escolhida num local fora desta enseada, e ao que se pensa poderia servir como um controlo, apresenta um valor em matéria orgânica inferior ao dos pontos que se considerou estarem mais dentro da área de influência da piscicultura, mas também superior apenas ao da Estação #2.

10. Discussão geral

As águas estuarinas do Mira são consideradas oligotróficas por Bettencourt *et al.* (1992), considerados os valores de matéria particulada e nutrientes determinados nos seus trabalhos. Todos os valores determinados para os mesmos parâmetros neste trabalho, estão à quem dos referidos noutros estudos, pelo que numa abordagem geral, não se pode dizer que esta actividade piscícola em concreto constitua um foco poluente para o estuário.

Esta piscicultura funciona em sistema aberto de circulação de águas, com base na amplitude de marés, com duas renovações diárias, variando cada uma delas entre 25 e 30% do volume de água do tanque. Esta taxa de renovação parece ser suficiente para suportar a carga de peixe no tanque considerado, e os *inputs*, quer directos do alimento e da excreta do peixe, quer indirectos dos processos bioquímicos de conversão desta matéria orgânica. As cargas de matéria orgânica determinadas não são suficientemente elevadas para que se reflectam de forma a poder-se considerar significativa, nos sedimentos da sua área de influência - sapal - ou no sedimento de fundo do próprio tanque. Os teores em matéria orgânica são baixos quando considerados os valores apontados por outros autores (cf 9.2.2.1.). A superfície do sapal apresentou sempre cores claras, não se observando nos locais de maior % de matéria orgânica cheiros a sulfuretos, pelo que as quantidades de matéria orgânica lançadas no sapal estarão dentro da sua capacidade de oxidação.

Para além da referida boa renovação de águas, os *inputs* de alimento estarão bem geridos, pois igualmente não foram detectados teores elevados de nutrientes potencialmente tóxicos, como a amónia, a formação de sulfuretos ou a acumulação de teores elevados de matéria orgânica no sedimento do próprio tanque.

Considera-se que este sistema é um sistema produtivo. Apesar de nunca se atingirem níveis de eutrofização, detecta-se um aumento dos valores de fitoplâncton no verão, podendo ser importante na manutenção dos níveis de % O₂ diss. na água. Esta água virá a integrar os efluentes que não apresentam nunca percentagens de O₂ diss. baixos, geralmente uma crítica feita a este tipo de explorações. A comunidade fitoplanctónica (que não é residente) terá igualmente um papel importante na remoção de excesso de amónia produzida da mineralização de matéria orgânica do sedimento de fundo e que passa para a coluna de água, ou mais pontualmente na própria coluna de água). Por outro lado, apesar de se detectarem valores semelhantes de matéria orgânica no tanque e no sapal, observou-se que este sistema exporta grandes quantidades de seston para o meio envolvente.

A empresa segue uma estratégia de mineralização dos fundos dos tanques entre cada ciclo de crescimento, o que contribuirá para o não “envelhecimento” dos fundos e acumulação de matéria orgânica, que em excesso traria problemas de oxidação com passagem de substâncias para a coluna de água.

Quer a sazonalidade, quer o regime de marés, funcionam como factor relevante na variação da maior parte dos parâmetros considerados, muito embora em muitos casos, ou não se tenha conseguido estabelecer uma correlação entre aqueles fenómenos e os parâmetros, ou não se tenha encontrado justificação para o observado. Este facto reforça a ideia de que a taxa de renovação de águas é eficaz.

O facto de em amostragens na mesma bóia, efectuadas em datas diferentes ou ainda em replicados na mesma data, se obterem diferentes perfis de solo, não deverá significar somente alterações temporais do solo, mas sim, e com base nas amostragens na mesma data, uma certa heterogeneidade do fundo do tanque, resultante do local de amostragem. Dada a ausência de dados e metodologias prévias, só após o primeiro período de amostragem, se pensou no interesse evidente que apresentaria ou uma replicação de todas as colheitas ou o aumento do número de pontos amostrados. No entanto, pensa-se que para a execução de trabalho de campo e processamento laboratorial, num outro trabalho que pretendesse atingir os mesmos objectivos, haveria que repensar a disponibilidade de material e as dificuldades inerentes ao processamento das amostras em vários locais distintos.

Em conclusão, não se pode estabelecer uma correlação directa e significativa dum impacto (quantitativo) da piscicultura no sapal. Apenas que não se faz sentir.

BIBLIOGRAFIA

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th edition. APHA, Washington, D.C. 1469pp.

Alves, M. H. (1992). A Avaliação do Impacte Ambiental de Pisciculturas de Salmonídeos em Jaulas Flutuantes. Actas da III Conferência sobre a Qualidade do Ambiente. Universidade de Aveiro. 820 - 826.

Andrade, C.A.P. (1991). O Potencial da R.A.M. para o Desenvolvimento da Maricultura. Colóquio "Maricultura na Madeira: Uma Primeira Abordagem". Funchal. 28pp.

Andrade, F.A.L. (1986). O Estuário do Mira: Caracterização Geral e Análise Quantitativa da Estrutura dos Macropovoamentos Bentónicos. Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Doutor. FCUL. 309pp.

Anón, (1996). Aquaculture and Wastes: Feed, Faecal & Urinary Wastes. Universidade do Algarve.

Barahona-Fernandes, M. H. (1980). Les Salines et leur Possible Usage pour l'Aquaculture. Symposium sur L'Aménagement des Ressources Vivantes de la Zone Litorale en Méditerranée.

Barahona-Fernandes, M. H. & Dinis, M.T. (1982). Perspectives of Aquaculture in Portugal. Seminário Actual problems of oceanography in Portugal. Lisbon. Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica & Nato Marine Sciences Panel. 211-216.

Barbour, M., Burk, J. & Pitts, W. (1987). Terrestrial Plant Ecology. 2nd edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. 634pp.

Barnabé, G. (1976). Contribution à la Connaissance de la Biologie du Loup *Dicentrarchus labrax* (L.) (Poisson Serranidae) de la région de Sète. Thèse de l'Université de Sciences et Technique du Languedoc pour obtenir le Grade de Docteur de Sciences Naturelles. 426pp.

Bell, F. & Canterbury, E. (1986). Aquaculture for the Developing Countries. The Florida State University. Miami.

Bernardo, J. M. (1990). Dinâmica de uma Lagoa Costeira Eutrófica (Lagoa de Santo André). Dissertação para a apresentação do Grau de Doutor: F.C.U.L.

Bettencourt, A. M. M. (1992). General Approach. Comparative Studies of Salt Marsh Processes. Final Report of the Mira Estuary Studies. Commission of the European Communities. Lisboa.

Bettencourt, A. M. M.; Lança, M. J. & Alves, M. J. (1992). Import-Export Studies. Comparative Studies of Salt Marsh Processes. Final Report of the Mira Estuary Studies. Commission of the European Communities. Lisboa.

Beveridge, M. C. M.; Ross, L. G. & Kelly, L. A. (1994). Aquaculture and Biodiversity. *Ambio* (28) 8. Royal Swedish Academy of Sciences. 497 - 502.

Boyd, C. (1981). Water Quality in Warmwater Fish Ponds. 2nd edition. Agricultural Experiment Station. Auburn University. Auburn. 359pp.

Boyd, C. (1985). Chemical Budgets for Channel Catfish Ponds. *Transactions of the American Fisheries Society*. (114): 291-298

Brogueira, M.J.; Cabeçadas, G.; & Rosa, C. (1994). Interações Aquacultura-Ambiente no Estuário do Sado. Seminário sobre recursos haliêuticos, ambiente, aquacultura e qualidade do pescado na península de Setúbal. (1). IPIMAR. Lisboa

Burton, J.D. (1982). Physicochemical Considerations in Analysis of Pollutants in Natural Waters. Seminário Actual problems of oceanography in Portugal. Lisbon. Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica & Nato Marine Sciences Panel. 137-148.

Cachafeiro, M.C. (1986). Nutrición y Manejo en la Acuicultura. Realidades y Perspectivas. Seminário Aquacultura. INIC. 31-43.

Cambell, A. (1985). The Seashore and Shallow Seas of Britain and Europe. 8th edition. Country Life Books. England. 320pp.

FAO. (1985). Estudos de Metodologias para Prognosticar el Desarrollo de la Acuicultura. Servicio de Recursos Acuáticos Continentales y Acuicultura. Dirección de Ambiente y Recursos Pesqueros. FAO, Documento Técnico de la Pesca. (248). 50pp.

Fonseca, L. (1989). Estudo de Influência da “abertura ao mar” sobre um Sistema Lagunar Costeiro: a Lagoa de Santo André. Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Doutor. FCUL. 351pp.

Gamito, S. (1994) The Benthic Ecology of some Ria Formosa Lagoons, with Reference to the Potencial for Production of the Gilthead Seabream (*Sparus aurata* L.). Tese de Douturamento. Universidade do Algarve. 254pp.

Godinho, R. (1997). Estudo da Influência da Qualidade da Água e Comunidade Bentónica na Produção semi-intensiva de Robalo e Dourada no Rio Mira. FCUL. 40pp.

Gomes, M.C. (1992). Introdução à Avaliação de Recursos. FCUL. 29pp.

Goldman, C. & Horne A. (1983). Limnology. McGraw-Hill International Book Company. International Students Edition. Auckland. 464pp.

Hussenot, J. & Martin, J-L (1995). Assessment of the Quality of Pond Sediment in Aquaculture using Simple, Rapid Techniques. *Aquaculture International* 3 123-133. Centre de Recherche en Ecologie Marina et Aquaculture. France.

Kramer, K.J.M., Brockmann, U.H. & Warwick, R.M. (1994). Tidal Estuaries. Manual of Sampling and Analytical Procedures. Published for the European Commission by A. A. Balkema / Rotterdam / Brookfield. 304pp.

Krom, M. D., Porter, C. & Gordin, H. (1985). Nutrient Budget of a Marine Fish Pond in Eilat, Israel. *Aquaculture*, (51) 65 - 80.

Lagler, K.F., Bardach, J.E., Miller, R.R. & Passino D.R. (1977). Ichthyology. 2nd Edition. John Wiley and Sons. New York. 506pp.

Leitão, M.G. (1991). Contribuição para o Estudo do Cultivo do Robalo. Relatório de Estágio. FCUL. 151pp.

McFarland, W.N., Pouch, F. H. & Heiser, John B. (1990). Vertebrate Life. 3rd Edition. Maxwell Macmillan International Editions. 904pp.

McLusky, Donald S. (1989). The Estuarine Ecosystem. 2nd Edition. Chapman and Hall Publishers. 215pp.

Narciso, Luis F. (1987). A Utilização dos Cistos de *Artemia* sp. em Aquacultura. Relatório de uma aula prática no âmbito das Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica do Estatuto da Carreira Docente Universitária. FCUL 117pp.

Narciso, Luis F. (1996). Biologia e Cultivo de Alguns Crustáceos Marinhos, com especial Ênfase para as Fases Larvares de *Artemia* sp. (Branchiopoda), *Penaeus keraturus* e *Palaemon serratus* (Decapoda). Dissertação para a apresentação do Grau de Doutor. FCUL. 465pp.

Nelson, J. S. (1970). Fishes of The World. John & Sons. New York. 416pp.

Paula, José P. (1993). Ecologia da Fase Larvar e Recrutamento de Crustáceos Decápodes no Estuário do Rio Mira. Dissertação para a Obtenção do Grau de Doutor. FCUL.

Pessoa, M. F. (1981). Contribuição para o Estudo do Stock de Sarideos (Fam. Saridae-Pisces, Perciformes) da Costa Portuguesa. Relatório de Estágio da FCUL. 164pp.

Pillay, T. (1990). Aquaculture Principles and Practices. Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications Ltd. Cambridge. 575pp.

Pousão-Ferreira, P. (1988) Estações de Reprodução de Peixes marinhos. 5º Congresso do Algarve. Rocal Clube, Silves. pp: 929-934.

Seixas, Sónia P. (1988). Contribuição para o Conhecimento da Postura e do Desenvolvimento Embrionário e Pré-larvar de *Sparus aurata*. Relatório de estágio para a Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. FCUL. 148pp.

Silva, José A.G. (1991). Ecologia, Dinâmica e Produção de *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) (Mollusca, Bivalvia) nos Estuários dos Rios Mira e Tejo (Portugal). Dissertação para a Obtenção do Grau de Doutor. FCUL.

Williams, P.J. (s / data). Primary Productivity and Heterotrophic Activity in Estuaries. Department of Oceanography, Southampton University.

