



CAPTAR
ciência e ambiente para todos

volume 2 • número 1 • p 42-56

Manipulação experimental da densidade piscícola na lagoa da Vela: uma perspectiva aplicada

O pobre estado ecológico da Lagoa da Vela (Quiaios, Figueira da Foz), um lago natural eutrófico e pouco profundo onde proliferam peixes alienígenas, serviu de mote para o presente estudo. A ideia era compreender a influência da comunidade piscícola na qualidade geral da água, particularmente nos parâmetros indicadores de eutroficação. Para o efeito, foram estabelecidos mesocosmos (áreas experimentais semi-controladas) dentro da Lagoa, onde se manipulou a densidade de perca-sol (0 a 64 g de peixe m⁻²). Durante cinco semanas consecutivas foram avaliados vários parâmetros de qualidade da água em cada uma das unidades experimentais. Numa perspectiva aplicada, o estudo pretendia contribuir para a avaliação das potencialidades da biomanipulação (manipulação da teia trófica) na recuperação da Lagoa da Vela. Não foi totalmente possível provar o efeito negativo do incremento da densidade de peixes sobre a qualidade da água. Tal deveu-se à supressão de *Daphnia* (principal herbívoro) em todos os mesocosmos, possivelmente devido à má qualidade da água e do fitoplâncton da Lagoa no período de estudo (Verão). A investigação sobre os efeitos das populações piscícolas alienígenas e sobre a eficácia da biomanipulação irá prosseguir no sentido de alicerçar, de forma sustentada, quaisquer medidas futuras de mitigação do estado ecológico da Lagoa.

Palavras-chave

eutroficação
manipulação experimental
mesocosmos
interações tróficas
qualidade da água
biomanipulação

Paula Pereira¹

Bruno B Castro^{2,3} •

José V Vingada^{3,4}

Fernando Gonçalves^{2,3}

Ruth Pereira^{2,3}

¹ Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

² Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Universidade de Aveiro.

³ Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

⁴ Departamento de Biologia da Universidade do Minho.

• brunocastro@ua.pt

ISSN 1647-323X

INTRODUÇÃO

As águas doces são o suporte de sistemas ecológicos complexos e específicos; dentre estes sistemas, são particularmente importantes os sistemas lacustres de pequena dimensão e reduzida profundidade (charcos, lagos, e lagoas), pois são os mais vulneráveis a alterações ambientais (Dugan, 1994). Das ameaças aos sistemas de água doce, destaca-se a poluição, mormente por material orgânico, que acarreta a acumulação de nutrientes e subsequente aumento de produtividade biológica de lagos e reservatórios (eutroficação¹). É comum dizer-se que os lagos se tornam naturalmente mais produtivos com a acumulação de nutrientes ao longo do tempo (eutroficação natural). Contudo, é a eutroficação artificial aquela que geralmente predomina (Moss, 2007). O incremento do impacto das actividades humanas nos sistemas dulçaquícolas (p. ex. através da entrada de fertilizantes e pesticidas provenientes da exploração de actividades agro-pecuárias na sua área envolvente) tem vindo a acelerar a deterioração destes *habitats*. Esta deterioração torna-se visível através da dominância de algas fitoplanctónicas² seguida por florescências de cianobactérias³, pelo desaparecimento da vegetação submersa, e pela evidente perda da transparência da água (Irvine et al., 1989; Blindow et al., 1993; Scheffer et al., 1993). O incremento da concentração de nutrientes desencadeia alterações na base da cadeia alimentar, que gera impactos ascendentes sobre os níveis tróficos superiores (Scheffer, 1998; Romo et al., 2004; Vakkilainen et al. 2004). No global, estas alterações favorecem o declínio da qualidade da água¹ e da biodiversidade (Carvalho e Moss, 1995; Jeppesen et al., 1999).

Recentemente, têm vindo a ser desenvolvidos uma série de trabalhos de avaliação do processo de eutroficação em lagos e de possíveis estratégias para a sua recuperação. A maioria das técnicas de recuperação de lagos é baseada no controlo de nutrientes (fontes internas e externas) e na manipulação da comunidade piscícola (Moss et al., 1996; Scheffer, 1998; Mehner et al., 2002). Experiências de manipulação da teia trófica em sistemas dulçaquícolas têm mostrado que o efeito dos peixes planctívoros sobre o fitoplâncton² é mediado pelo impacto da herbivoria do zooplâncton⁴ (Shapiro e Wright, 1984; Carpenter et al., 1985). Na presença de populações muito densas de peixes com hábitos zooplantívoros, especialmente peixes juvenis, a sua pressão predatória reduz a biomassa de grandes zooplantontes, sobretudo *Daphnia*

¹Mais informação sobre as ameaças aos sistemas de água doce e eutroficação em <http://www.ordembilogos.pt/Publicacoes/Biologias/Qagua%20--%2001Jan01.pdf> (acedido em Janeiro de 2010)

² O fitoplâncton é um dos constituintes mais importantes das teias tróficas aquáticas. É constituído por pequenos seres unicelulares microscópicos (microalgas), capazes de captar a luz solar e incorporar essa energia em compostos de carbono (um processo chamado fotossíntese), através da fixação do CO₂ (dióxido de carbono) atmosférico (i.e., produzem a sua própria matéria, tal como as plantas vasculares, a partir de elementos simples como a luz solar, o CO₂, e alguns nutrientes inorgânicos básicos, como o fósforo e o azoto). Constituem a base das teias alimentares (ou tróficas) e podem atingir densidades extremamente elevadas, dando uma coloração verde à água. Mais informação sobre a importância do plâncton nas teias alimentares (ou tróficas) aquáticas em <http://aquariovgama.marinha.pt/AVGAMA/educacional/plancton/plancton-index.html> (acedido em Janeiro de 2010)

³ As cianobactérias são um grupo particular de algas fitoplanctónicas. Na realidade são bactérias, e não algas, mas também são capazes de realizar a fotossíntese e produzir a sua própria matéria. Algumas espécies atingem densidades muito elevadas (floreoscências) em lagos em estado avançado de eutroficação, e podem ser extremamente nocivas à fauna nativa e humanos (algumas espécies são produtoras de toxinas). Mais informação sobre causas e implicações de florescências de cianobactérias em <http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=4&cid=13313&bl=1> (acedido em Janeiro de 2010)

⁴ O zooplâncton é o nome genérico dado a um grupo de animais que habitam a coluna de água de lagos, estuários, e mares. São heterotróficos (i.e. incapazes de produzir a sua própria matéria) e, por isso, dependentes de outros seres dos quais se alimentam. Podem ser herbívoros (alimentam-se de seres autotróficos, como as algas fitoplanctónicas) ou carnívoros (alimentam-se de outros seres heterotróficos). Mais informação sobre a importância do plâncton nas teias alimentares (ou tróficas) aquáticas em <http://aquariovgama.marinha.pt/AVGAMA/educacional/plancton/plancton-index.html> (acedido em Janeiro de 2010)

(van Densen e Vijerberg, 1982; Mills et al., 1987; Zalewski et al., 1990; Qin e Culver, 1995; Beklioglu e Moss, 1996; Schriver et al., 1995), provocando um crescimento complementar de zooplanc-tontes de pequenas dimensões (Beklioglu e Moss, 1996; Vakkilainen et al., 2004). Daqui advém um problema, já que são os grandes crustáceos (mormente *Daphnia*) os únicos organismos capazes de controlar efectivamente o crescimento algal, inclusive em lagos hipertróficos ($> 1600 \mu\text{g}$ fósforo total L^{-1}) (Vakkilainen et al., 2004).

A introdução de peixes piscívoros nos lagos poderá permitir controlar as populações de peixes planctívoros, contribuindo deste modo para o incremento da herbivoria e, conseqüentemente, reduzindo a concentração algal (McQuenn, 1990; Jeppesen et al., 2000). Carpenter et al. (1985) defende que o aumento do *stock* de piscívoros poderá ser uma ferramenta para reabilitar lagos eutróficos. Contudo, ainda são muito controversas as questões relacionadas com o impacto das diferentes espécies de peixes sobre o plâncton. Se, por um lado, existem estudos que indicam que a biomassa total de peixes é mais importante na regulação da estrutura do plâncton do que a composição específica da comunidade peixes (Lazzaro et al., 1992), outros indicam precisamente o contrário (Matveev et al., 2000). De qualquer forma, fica evidente que as alterações no topo da cadeia alimentar (peixes) provocam efeitos em cascata atingindo os níveis tróficos mais baixos (Hrbáček et al., 1961; Brooks e Dodson, 1965; Shapiro et al., 1975; Schriver et al., 1995; Beklioglu e Moss, 1996; Williams e Moss, 2003; Vakkilainen et al., 2004; Miracle et al., 2007). A redução do *stock* de planctívoros ou o aumento dos piscívoros, em programas de recuperação de lagos (biomanipulação), actua em duas vertentes: i) o efeito trófico em cascata sobre o fitoplâncton (ver em cima); ii) a diminuição da ressuspensão dos sedimentos, pela acção dos peixes (ex. carpa), o que favorece o aumento da transparência e a diminuição da concentração de nutrientes na água (Scheffer, 1998).

A eficiência de um plano de biomanipulação⁵ depende muito do conhecimento prévio que se possui sobre os efeitos das várias espécies de peixes sobre os níveis tróficos inferiores, e interacções tróficas associadas. Usualmente, recorre-se às experiências confinadas de biomanipulação para avaliar esses efeitos, utilizando sistemas experimentais semi-controlados – mesocosmos (Scheffer, 1998). A maioria dessas experiências (Kurmayer e Wanzenböck, 1996; Stephen et al., 2004; Moss et al., 2004) centra-se na total ou parcial eliminação de peixes planctívoros, o que provoca uma acentuada herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton. Com estas informações em mente, o presente trabalho pretendeu avaliar o efeito de várias densidades de peixes planctívoros (perca-sol - *L. gibbosus*) na qualidade da água da Lagoa da Vela, durante o Verão. Nesta época, costuma-se notar um declínio da comunidade de *Daphnia* e a ocorrência de florescências de cianobactérias, favorecendo o aumento de produtividade e da turbidez da água (Abrantes et al., 2006; Castro e Gonçalves, 2007). Para o efeito, e recorrendo à utilização *in situ* de mesocosmos procurou dar-se resposta às seguintes questões: (i) A densidade de peixes interfere na qualidade da água da Lagoa da Vela? (ii) A biomanipulação é uma ferramenta válida para a recuperação da Lagoa da Vela?

A Lagoa da Vela é um lago pouco profundo (profundidade média 0,9 m) que apresenta características extremas no que toca à sua fauna piscícola. Esta Lagoa (situada perto de Quiaios, concelho da Figueira da Foz) é um ecossistema raro em Portugal (ver p. ex. Antunes et al., 2003; Abrantes et al., 2006; Castro, 2007), mas suporta uma comunidade piscícola pouco diversificada, dominada quase exclusivamente por espécies alienígenas, como a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), a carpa (*Cyprinus carpio*), a gambúzia

⁵ O leitor pode acompanhar a conceptualização teórica e os resultados de um projecto de biomanipulação nos Açores, em <http://www.biomanip.uac.pt/> (acedido em Janeiro de 2010).

(*Gambusia affinis*), e o achigã (*Micropterus salmoides*) (Ferreira, 1997; Castro, 2007). A perca-sol é extremamente abundante e constitui o principal peixe planctívoro-omnívoro da Lagoa (Castro, 2007). A proliferação de peixes alienígenas (geralmente planctívoros ou omnívoros) neste tipo de lagos representa um problema ambiental grave (Fernandez-Aláez et al., 2002; Blanco et al., 2003), quer pelos seus efeitos directos sobre as espécies nativas (presas ou competidoras), quer pelos seus efeitos em cascata sobre os níveis tróficos inferiores (e consequente degradação da qualidade da água – ver acima). É crível que as condições severas de eutroficação da Lagoa da Vela (observadas por vários investigadores desde a década de noventa – Vasconcelos et al., 1993; Barros et al., 1993; Fernandes 1999, Antunes et al., 2003) possam também estar associadas à elevada abundância destas espécies piscícolas invasoras.

MATERIAL E MÉTODOS

Desenho experimental

Para a realização da experiência, que decorreu no período de 11 de Julho a 14 de Agosto de 2008, foram instalados 12 recipientes cónicos de polietileno de alta densidade (Prilux, Portugal), abertos no topo e fechados no fundo, com 1,2 m e 1,0 m de diâmetro no topo e base (1 m² de área média), respectivamente, e 1,2 m de altura. Os recipientes (mesocosmos) foram colocados próximos uns dos outros, e à mesma profundidade, a cerca de 20 m da margem da Lagoa da Vela, ficando o topo dos recipientes aberto para a atmosfera (Figura 1). A água contida nos recipientes (cerca de 750 L) foi introduzida directamente da Lagoa da Vela, contendo portanto uma quantidade representativa de plâncton natural (fito- e zooplâncton) daquele reservatório dulçaquícola. Antes do início da experiência (fase pré-experimental: 4 de Junho a 11 de Julho), adicionámos aos mesocosmos nutrientes (fósforo e azoto), de forma a uniformizar as condições básicas dos mesocosmos à partida. O fósforo foi introduzido como dihidrogenofosfato de potássio (KH₂PO₄), e o azoto como nitrato de sódio (NaNO₃). Com o mesmo princípio em mente, procedemos também à introdução artificial de *Daphnia longispina* a partir de culturas laboratoriais⁶, provenientes de organismos isolados da Lagoa da Vela. Foi possível registar a ausência de diferenças significativas entre os diferentes tratamentos, no que diz respeito à composição química da água, no início da experiência (dia 0 – 11 de Julho de 2008).



FIGURA 1: Preparação dos mesocosmos (à esquerda) e aspecto final da montagem experimental.

⁶ Mais informação sobre *Daphnia* e metodologias de cultivo em laboratório num número anterior da CAPTar (Castro et al., 2009), em <http://captar.web.ua.pt/index.aspx?op=verResumo&ID=128> (acedido em Janeiro de 2010).

A fase experimental propriamente dita teve início com a captura (com rede de cerco para terra) de perca-sol (*L. gibbosus*) na Lagoa da Vela e a sua posterior introdução nos diferentes recipientes (no dia 0). Foram apenas seleccionados indivíduos pequenos, com cerca de 5 cm de comprimento, o que correspondia a cerca de 2 g de peso corporal (Figura 2); esta decisão baseou-se no facto de ser esta a classe de tamanho dominante na Lagoa (vide Castro, 2007), representando os juvenis nascidos nesse ano, que têm hábitos alimentares essencialmente planctívoros. Estudos preliminares realizados no norte da Europa (Alemanha), sugerem que 5 a 6 g m⁻² será o valor crítico da biomassa de peixes capaz de provocar o declínio de *Daphnia* e com isso a degradação da qualidade da água (Mehner et al., 1995). Os tratamentos do nosso desenho experimental foram os seguintes: 0, 2, 4, 8, 16 e 32 peixes, o que correspondia a 0, 4, 8, 16, 32, e 64 g de peixe m⁻². Cada tratamento foi duplicado, tendo sido aplicado aleatoriamente em 2 dos 12 mesocosmos. Os peixes foram introduzidos no início da experiência (Figura 2); sempre que se observava a morte de indivíduos durante a inspecção periódica de que os tanques eram alvo (aproximadamente de 3 em 3 dias), estes eram substituídos.



FIGURA 2: Selecção dos peixes (*L. gibbosus*), com base nas suas dimensões (à esquerda), para posterior introdução nos mesocosmos (à direita).

Amostragens

Os recipientes foram cheios a 4 de Junho (fase pré-experimental) e a primeira amostragem ocorreu a 11 de Julho (dia 0), imediatamente antes de introduzir os peixes em densidades controladas (fase experimental). A temperatura, o pH, a condutividade, e o oxigénio dissolvido foram medidos *in situ* com sondas portáteis WTW. A transparência foi também medida no local, utilizando para tal o disco de Secchi, que é um método simples de quantificar a visibilidade da coluna de água (Lind, 1979). Parâmetros como a cor (medida indirecta da turbidez e do carbono orgânico dissolvido), a clorofila *a*, o total de sólidos em suspensão (TSS), e os nutrientes (P e N) foram determinados em laboratório nas 24 h subsequentes após recolha das amostras de água, que foram armazenadas e transportadas no frio. Os procedimentos analíticos utilizados seguiram metodologias padronizadas e largamente difundidas (Lind, 1979; APHA et al., 1989); abaixo, descrevem-se sucintamente as metodologias seguidas. As amostragens repetiram-se semanalmente durante o decorrer da experiência (dia 6, dia 13, dia 20, dia 27 e dia 34).

- Determinação da turbidez pelo método espectrofotométrico: Após homogeneização das amostras, estas foram vertidas para *cuvettes* de 1 cm de forma a proceder à leitura espectrofotométrica a 450 nm, contra um

branco de água destilada. Posteriormente, calculou-se o coeficiente de absorção, que é proporcional à turbidez da amostra (método indirecto descrito por Brower et al., 1997).

- Determinação do teor em clorofila *a* através do método monocromático de Lorenzen (1967): O fitoplâncton foi retido por filtração de 50 mL de amostra (usando um sistema acoplado a bomba de vácuo) através de filtros de fibra de vidro (diâmetro 47 mm, poro 1,2 μm). O filtrado foi reservado para a determinação de outros parâmetros (ver abaixo). Os filtros (contendo o resíduo) foram posteriormente colocados em tubos com acetona alcalinizada a 90% de forma a extrair a clorofila *a*, e envoltos em papel de alumínio de forma a evitar a foto-oxidação dos pigmentos. A extracção decorreu no frio (4°C) e na ausência de luz, durante aproximadamente 20 horas. O doseamento das clorofilas foi efectuado através de leituras dos extractos a 665 nm e a 750 nm, antes e após acidificação com HCl. Assumiu-se à partida que a concentração de clorofila *a* seria uma aproximação razoável da biomassa fitoplanctónica presente na água.

- Quantificação dos sólidos em suspensão por filtração e gravimetria: Aquando da filtração das amostras para a determinação do teor em clorofila *a*, foram usados filtros adicionais (diâmetro 47 mm, poro 1,2 μm) para a quantificação do total de sólidos em suspensão presentes nas amostras de água. Estes filtros foram secos e pesados, antes e depois da filtração. A diferença entre os filtros sem e com resíduo seco representa a massa de sólidos em suspensão, que é depois dividida pelo volume de amostra filtrado (Lind, 1979; APHA et al., 1989).

- Determinação indirecta do carbono orgânico dissolvido pelo método espectrofotométrico (CDOC): Foi retirada uma pequena quantidade de filtrado para a determinação da cor a 320 nm, em *cuvettes* de 1 cm, contra um branco de água destilada. Posteriormente, calculou-se o coeficiente de absorção a esse comprimento de onda, que é proporcional à fracção colorida de carbono orgânico dissolvido (do inglês, *colored dissolved organic carbon*, CDOC) das amostras (Williamson et al., 1999).

- Quantificação do teor em fósforo (P) e azoto (N) total, após mineralização da amostra: O azoto e o fósforo total foram determinados após oxidação das formas orgânicas de N e P; isto foi conseguido através da mineralização das amostras (30 minutos em autoclave a 120°C) com persulfato de potássio (Ebina et al., 1989). Este processo permite oxidar as formas orgânicas de azoto e fósforo a formas mais simples, nomeadamente nitratos (NO_3^-) e fosfatos (PO_4^{3-}). Os nitratos daí resultantes foram convertidos em nitritos através do método de redução pelo cádmio (APHA et al., 1989); posteriormente é promovida a reacção dos nitritos com um composto intermediário, o que origina uma coloração âmbar nas amostras, quantificável por leitura espectrofotométrica a 400 nm ou 500 nm (reacção de diazotização de Griess). Os fosfatos foram determinados através da adição de molibdato de amónio às amostras, que reage com os ortofosfatos presentes e forma o ácido molibdofosfórico. Este último composto é posteriormente reduzido por acção do cloreto estanhoso, dando origem a um composto com uma coloração azul, que é quantificável por leitura espectrofotométrica a 690 nm (APHA et al., 1989). A concentração de fósforo (fosfatos) e azoto (nitratos) nas amostras foi determinada através de interpolação a partir de uma curva de calibração, utilizando o hidrogenofosfato de potássio (KH_2PO_4) e o nitrato de potássio (KNO_3) como padrões, respectivamente.

Análise Estatística⁷

Para cada variável quantificada, empregou-se uma Análise de Variâncias para Medições Repetidas (RM-ANOVA) que permitiu testar a significância dos factores individuais (tempo e tratamento), assim como a sua interacção. Uma interacção significativa entre tempo e tratamento significa que a variável em análise evoluiu temporalmente de forma diferente nos tratamentos experimentais. A ANOVA tem de ser deste tipo (RM), pois as observações efectuadas em cada semana não são independentes, na medida em que constituem medições repetidas sobre os mesmos sujeitos experimentais (neste caso, os mesocosmos). O nível de significância convencionado para definir se os efeitos foram estatisticamente diferentes foi de 0,05.

RESULTADOS

Todos os parâmetros, à excepção da clorofila *a* e da turbidez (constantes ao longo do tempo), variaram significativamente ao longo do tempo (RM-ANOVA, $p \leq 0,05$). Não foram observadas quaisquer diferenças significativas entre tratamentos e, apenas num caso (temperatura) se observou interdependência entre o tratamento e tempo (interacção significativa). Estas evidências permitem-nos afirmar que, globalmente, a qualidade da água dos mesocosmos registou uma evolução temporal independente do tratamento (densidade de peixes). A percentagem de saturação em oxigénio (Figura 3) e a concentração de fósforo total (Figura 4) apresentaram uma tendência para diminuir ao longo do tempo.

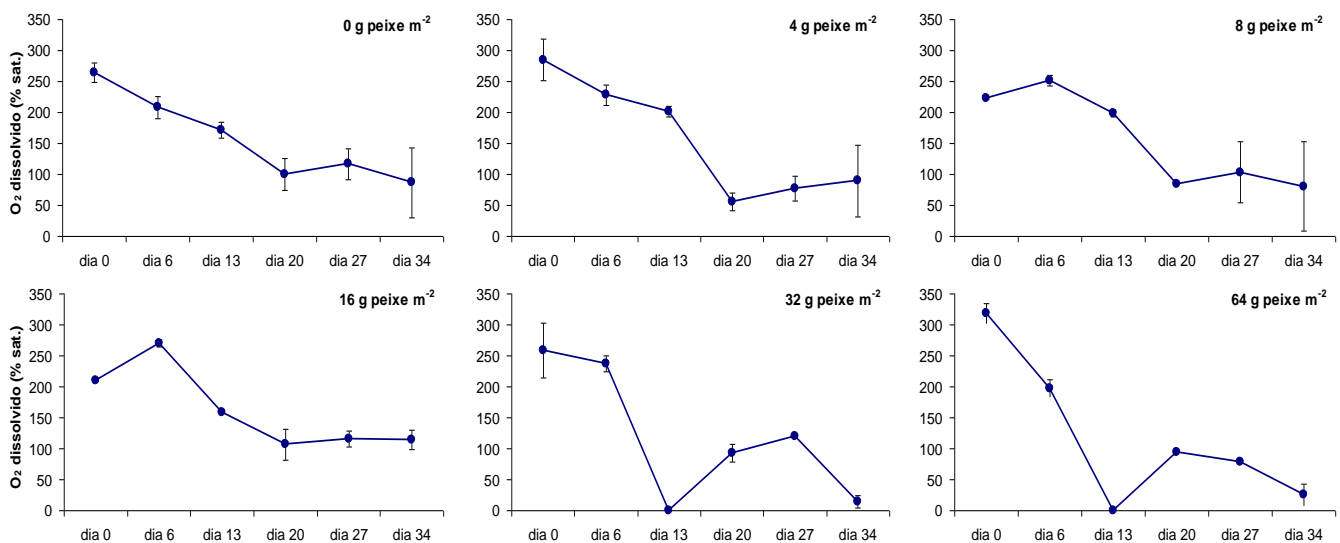


FIGURA 3: Evolução temporal da percentagem de saturação em oxigénio (média \pm erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

⁷ A análise estatística dos dados obtidos é um passo fulcral para suportar de forma objectiva (recorrendo à matemática) as conclusões da experiência. A partir do resultado estatístico observado, são depois retiradas as devidas inferências quanto ao seu significado real. Em terminologia estatística (e ao longo deste artigo), o uso da palavra “significância” e seus derivados (“significativo”, “significativamente”, etc.) subentende uma associação entre variáveis ou uma diferença entre tratamentos experimentais que, além de serem eventualmente observáveis em gráfico, têm significado estatístico.

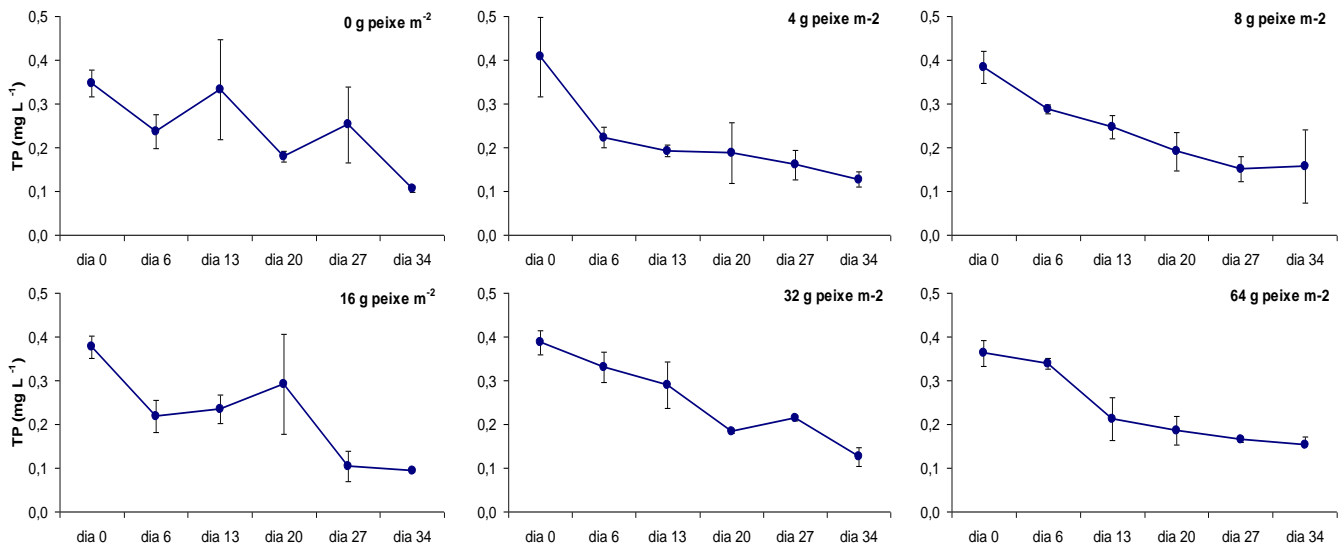


FIGURA 4: Evolução temporal da concentração de fósforo total (média \pm erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

A transparência (Figura 5) e a concentração em clorofila *a* (Figura 6) registaram padrões temporais mais irregulares, apesar de ser perceptível uma redução da transparência em todos os tratamentos. Os perfis que se apresentam nas Figuras 3-6 confirmam as evidências estatísticas (ver acima) e a ideia geral de que a evolução temporal de todos os tanques experimentais foi semelhante, não sendo por isso possível atribuir qualquer influência à densidade de peixes na variação da qualidade da água. A única exceção ocorreu no caso do oxigênio dissolvido (Figura 3), onde se registaram episódios de anóxia apenas na presença das densidades mais elevadas de peixes (32 e 64 g m⁻²).

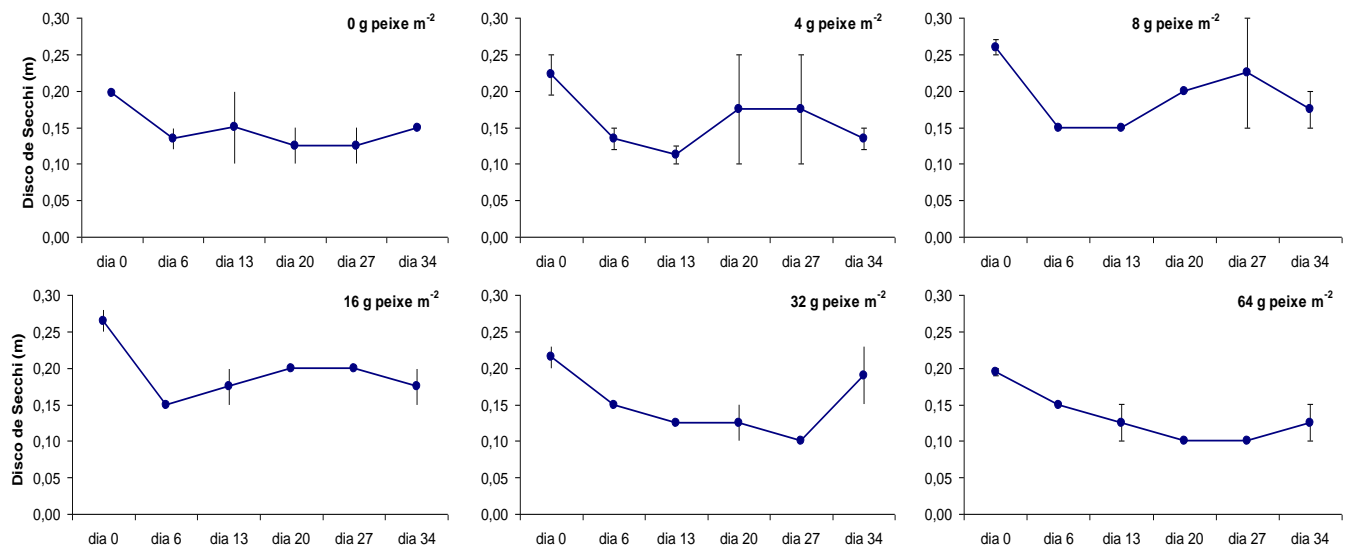


FIGURA 5: Evolução temporal da transparência da água (média \pm erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

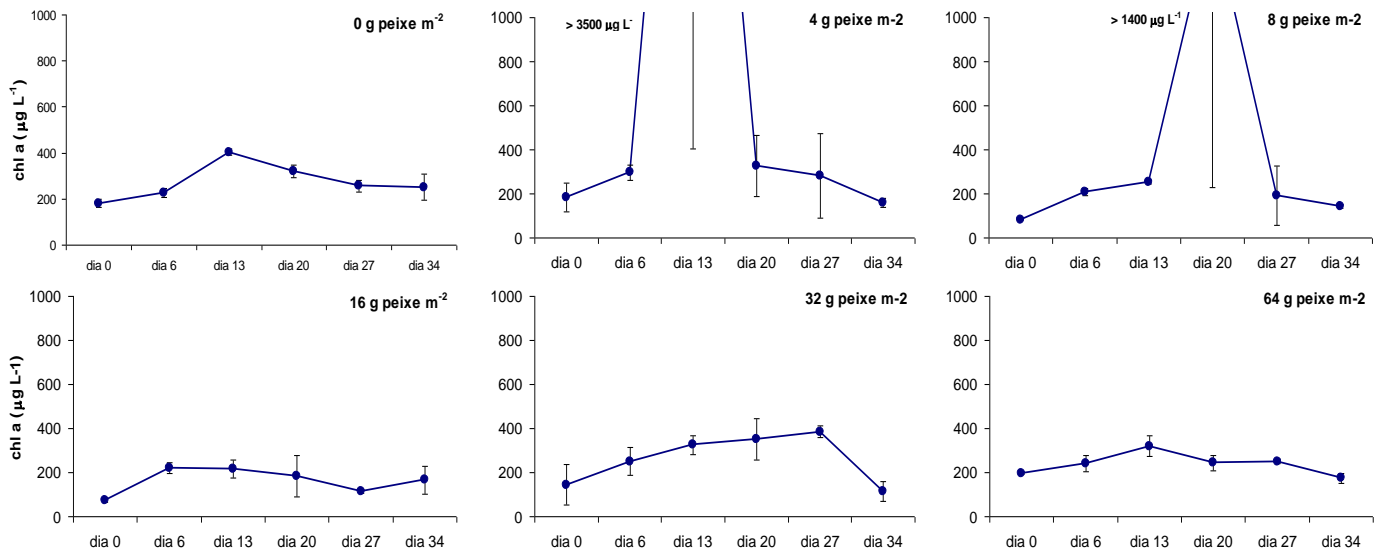


FIGURA 6: Evolução temporal da concentração de clorofila *a* (média ± erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

A experiência descrita permitiu demonstrar que, nas condições experimentais, a densidade de peixes não influenciou os parâmetros de qualidade da água, ao contrário do que se esperava. Era expectável, pelo menos no tratamento com ausência absoluta de peixes, que a biomassa fitoplanctónica diminuísse e a transparência aumentasse, por acção da herbivoria de *Daphnia* sobre o fitoplâncton. Contudo, a população de *Daphnia longispina* introduzida inicialmente em todos os tratamentos não cresceu como previsto, nem mesmo no tratamento sem peixes; a partir da terceira semana da experiência, *Daphnia* havia já sido substituída por uma comunidade de crustáceos de pequena dimensão, incapaz de controlar o crescimento fitoplanctónico (dados não apresentados). Na realidade, o mesmo havia já acontecido na comunidade zooplanctónica da Lagoa da Vela à data de início da experiência. Os autores que anteriormente estudaram o fenómeno de declínio primaveril da população de *Daphnia* da Lagoa haviam-no atribuído ao incremento de pressão predatória durante o advento do Verão (Castro e Gonçalves, 2007). As evidências da nossa experiência sugerem que a presença de predadores, por si só, não pode explicar o declínio da população de *Daphnia*. Note-se que, no tratamento sem peixes, o desaparecimento de *Daphnia* não pode ser atribuído à sua presença, pelo que este declínio terá que ter outra explicação. A má qualidade da água da Lagoa, directa ou indirectamente relacionada com a sua elevada carga orgânica, também poderá ter contribuído para este declínio. Por exemplo, a existência de cianobactérias na água não pode ser excluída, uma vez que as águas eutróficas oferecem condições favoráveis ao seu desenvolvimento (Vasconcelos et al., 1993). As cianobactérias não são geralmente um bom recurso alimentar para esta comunidade (Burns, 1968; Webster e Peters, 1978; De Bernadi e Giussani, 2001). Está provado que algumas toxinas presentes em colónias de cianobactérias (*Microcystis* e *Oscillatoria*) podem ter impacto na sobrevivência e na reprodução da *Daphnia* (Ferrão et al., 2000). A má qualidade do alimento disponível (fitoplâncton dominado por cianobactérias), associada à elevada quantidade de matéria orgânica e turbidez que a Lagoa normalmente

exibe, comprometem a capacidade filtradora de *Daphnia* e, conseqüentemente, a sua capacidade reprodutora. Ulteriormente, a soma de todos estes factores deverá explicar o declínio dos herbívoros, e é por isso, independente da pressão predatória (daí que não tenham sido encontradas diferenças entre tratamentos). Estas interferências sobre a população de herbívoros favorecem indirectamente o aumento da produtividade e a degradação da qualidade da água.

A grande disponibilidade de nutrientes na água (típica de águas em avançado estado eutrófico) permitiu a acumulação de matéria orgânica em todos os tanques experimentais (mesmo no controlo - sem introdução de peixes). O elevado conteúdo em matéria orgânica conduziu a uma elevada taxa de decomposição e conseqüente consumo de oxigénio dissolvido e degradação da qualidade da água. Ao longo do tempo, notou-se uma diminuição da percentagem de saturação de oxigénio na água, com alguns episódios de anóxia. É de realçar o facto destes períodos com reduzido teor em oxigénio terem ocorrido nos tratamentos com maior densidade de peixes, o que demonstra pelo menos um efeito prejudicial de populações densas de peixe (não obstante as pequenas dimensões dos espécimes em questão). Os produtos de excreção dos peixes geram matéria orgânica adicional e promovem o aumento dos nutrientes disponíveis, contribuindo para o agravamento da qualidade geral da água (inclusive do ponto de vista bacteriológico). Os estudos de McQueen et al. (1990), Lazzaro (1997), e Starling (1998) já anteriormente tinham confirmado que a comunidade de peixes favorece o aumento das concentrações algais através da excreção de nutrientes e da predação sobre o zooplâncton. Contudo, e apesar de existir uma excessiva quantidade de nutrientes (azoto e fósforo) na água, a concentração de clorofila *a* manteve-se mais ou menos constante (embora elevada) em todos os tratamentos. A evidente diminuição da concentração de fósforo total (ver Figura 5), nutriente limitante ao crescimento da biomassa algal (ver Introdução Geral), poderá explicar a inexistência de um aumento exponencial da concentração fitoplanctónica. Esta situação reflecte as condicionantes de utilizar um modelo experimental fechado (mesocosmos), que poderá ter limitado a produtividade primária do sistema. Ainda assim, em todos os tratamentos e durante o decorrer da experiência, a transparência da água permaneceu reduzida, reforçando a manutenção de um estado de água turva (*vide* modelo de equilíbrios alternativos *in* Scheffer et al., 1993). Note-se no entanto que, quando comparando a biomassa algal (medida em concentração de clorofila *a*) dos diferentes mesocosmos com a da Lagoa da Vela, não se observaram diferenças significativas ($p > 0.05$). Portanto, apesar das limitações inerentes ao uso de sistemas fechados, parece-nos que a experiência com mesocosmos *in situ* poderá reproduzir razoavelmente as condições naturais da Lagoa.

Esta experiência tinha como objectivos avaliar se a densidade de peixes (sobretudo perca-sol) interferia na qualidade da água da Lagoa da Vela, e até que ponto a manipulação desse mesmo stock piscícola poderia ser uma ferramenta válida para a recuperação da Lagoa. Os resultados da experiência realizada em ambiente semi-controlado deixam entender que o sucesso imediato desta medida dependerá do momento adequado (época do ano) em que a biomanipulação for iniciada. Quer por acção directa (maior produtividade biológica), quer indirecta (maior evaporação), as altas temperaturas de Primavera e Verão constituem o período mais crítico para a qualidade da água dos sistemas lênticos (Wetzel, 1993). Os resultados sugerem que, para ser efectiva, a remoção ou redução do stock piscícola terá que anteceder esse período; caso contrário, o sistema aquático não reunirá as condições necessárias para sustentar uma população de herbívoros efectiva (*Daphnia* spp.), como aqui se verificou. Este momento que antecede o

final da Primavera reúne ainda outras condições ideais para a intervenção: representa um período de elevada abundância de *Daphnia longispina* e alguma transparência da água na Lagoa (ver Castro e Gonçalves, 2007), e antecede os períodos de desova das espécies piscícolas.

Adicionalmente tem-se provado que a entrada de determinados contaminantes (e.g. pesticidas) nos sistemas aquáticos afecta o desenvolvimento e composição das espécies algais (Podemski e Culp, 2001), podendo subsequentemente limitar o desenvolvimento e a abundância do zooplâncton herbívoro. Os estudos de Hanazato (2000) e de Fleeger et al. (2003) indicam ainda que determinados contaminantes induzem, nas espécies zooplanctónicas, mudanças no comportamento e na competição pelos recursos alimentares o que poderá alterar a sua abundância, dinâmica e composição, colocando em risco os processos naturais de cascata trófica. Analisando a toxicidade da água e dos sedimentos da Lagoa da Vela, o estudo de Abrantes et al. (2008) confirmou a potencial contaminação deste ecossistema lêntico por poluição difusa, especialmente pela entrada de elevadas quantidades de pesticidas. Estes investigadores observaram que o fitoplâncton da Lagoa da Vela é regulado pela presença (na água e nos sedimentos) de contaminantes, especialmente pesticidas persistentes, lipofílicos e com grande afinidade por matéria particulada, alguns deles retirados do mercado português e europeu há já várias décadas. Como já observado em trabalhos anteriores (Fairchild et al., 1998; Sabater and Carrasco, 2001; Ma et al., 2004, 2006, vide Abrantes et al., 2008), Abrantes et al. (2008) notou ainda que, ao contrário de determinadas espécies fitoplanctónicas, cujo crescimento e reprodução são afectados pela presença de pesticidas, as cianobactérias mostram menor sensibilidade a estes contaminantes, o que pode comprometer o desenvolvimento da comunidade zooplanctónica, por se tratar de um alimento de menor qualidade (Burns, 1968; Webster e Peters, 1978; De Bernadi e Giussani, 2001). Assim, tendo em conta estes factos, consideramos que, no longo termo, a preocupante quantidade de contaminantes que entra anualmente na Lagoa terá também que ser alvo de redução (ver abaixo), já que a mera remoção de peixes planctívoros apresenta grandes limitações (ver casos de estudo em e.g. Scheffer, 1998); em última análise, a Lagoa tenderá a regressar a uma situação crítica, sobretudo no Verão, como a que aqui se relata. Mais, para que a redução do stock piscícola seja efectiva, será também necessário introduzir peixes piscívoros para controlar as populações de planctívoros (ou repetir anualmente a sua remoção). Apenas a manutenção contínua de uma biomassa reduzida de peixes permitirá o crescimento em massa do zooplâncton de grandes dimensões. Em condições de reduzida pressão predatória, *Daphnia* predominará sobre as espécies de zooplanctontes mais pequenas, dada a sua superioridade enquanto competidor (Kreutzer e Lampert, 1999). Neste cenário, o controlo sobre o fitoplâncton (herbivoria) será efectivo, garantindo um estado de água transparente, resultado de um efeito em cascata trófica, onde a manipulação dos níveis tróficos superiores (peixes) causa efeitos nos níveis tróficos inferiores e na transparência da água.

Este efeito em cascata não foi confirmado na presente experiência, pelos motivos já discutidos. Ainda assim, continuamos convictos de que a biomanipulação poderá apresentar-se como uma medida de recuperação da qualidade da água de extrema importância. Não só devido ao seu baixo custo, mas também pelo facto de ser inteiramente natural, a biomanipulação da Lagoa da Vela poderá ser uma das formas de melhorar a qualidade da água e o seu estado ecológico global. Inclusivamente, esta poderia ser uma excelente oportunidade para tentar eliminar as espécies alienígenas presentes, tentando reintroduzir progressivamente as espécies de peixe indígenas, entretanto deslocalizadas (Castro, 2007). No entanto, os

resultados deste trabalho indicam-nos que a biomanipulação da comunidade de peixes planctívoros da Lagoa, por si só, poderá não funcionar. A implementação futura de programas de recuperação da Lagoa da Vela terá que contabilizar a influência da má qualidade da água, incluindo o seu elevado conteúdo em matéria orgânica e nutrientes. Para isso, a par da manipulação da comunidade piscícola, será necessário adoptar outro tipo de atitudes, mormente o controlo de nutrientes na sua origem. Esta experiência veio confirmar o observado anteriormente por Jeppesen et al. (2005), que haviam concluído que o sucesso da biomanipulação depende de vários factores, entre eles a carga de nutrientes (sobretudo fósforo) do sistema.



APLICAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Em suma, o processo de recuperação da água da Lagoa da Vela deverá envolver um conjunto integrado de medidas e acções com o intuito de diminuir a concentração de nutrientes proveniente de fontes externas (poluição difusa) e internas (reciclagem de nutrientes, nutrientes acumulados no sedimento). A biomanipulação da comunidade piscícola continua a ser uma estratégia fulcral, já que a Lagoa não pode continuar a sustentar a carga elevada de peixes que sustenta actualmente, e que causa efeitos em cascata que se reflectem na qualidade da água, apesar de não o termos conseguido provar experimentalmente, pelos motivos já discutidos. Em paralelo, as acções de recuperação da Lagoa poderão passar pela remoção de sedimento (dragagem da Lagoa) e por métodos de motivação que levem os agricultores da zona a iniciarem acções de boas práticas agrícolas, de forma a minimizar o impacto da poluição difusa, já que a principal fonte de nutrientes na Lagoa é a actividade agro-pecuária praticada na margem leste (Pereira, 1997; Fernandes, 1999). O estudo de Pereira (1997) apresenta propostas e recomendações para a gestão e restauração da Lagoa da Vela que julgamos serem de extrema importância, e que poderão ser utilizadas conjuntamente com a biomanipulação.

O estudo aqui descrito contextualiza uma abordagem aplicada para identificação e compreensão de um problema ambiental. Apesar de os resultados não terem sido o que era expectável – não conseguindo dar resposta satisfatória às questões colocadas *a priori* – pelo menos contribuíram para eliminar os peixes como factor explicativo único da ausência dos herbívoros zooplactónicos durante o período de Verão. Em Ciência, trabalha-se com cenários hipotéticos, e os sucessivos progressos é que permitem ir alicerçando hipóteses e teorias cada vez mais consistentes, até se tornarem factos científicos. Infelizmente, isto implica o dispêndio de tempo até se poder reduzir o grau de incerteza, mas nem sempre é esta a resposta que as entidades ou empresas pretendem obter, quando se tratam de questões aplicadas. Não obstante, frisamos a importância de implementar medidas de recuperação ambiental apenas quando o corpo de evidências disponível permite uma previsão e controlo adequados das intervenções a efectuar. A investigação sobre os efeitos das populações piscícolas alienígenas e sobre a eficácia da biomanipulação deve prosseguir no sentido de alicerçar, de forma sustentada, quaisquer medidas futuras de mitigação do pobre estado ecológico da Lagoa da Vela.

agradecimentos • Os autores desejam agradecer o apoio da Direcção Geral dos Recursos Florestais (DGRF), na pessoa dos Eng. Rui Rosmaninho e Jorge Cancela, que autorizou e apoiou a realização deste estudo. A primeira autora agradece a colaboração da sua entidade empregadora (Câmara Municipal da Figueira da Foz) no decurso deste trabalho académico

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrantes N, Antunes SC, Pereira MJ, Gonçalves F (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29: 54-64.
- Abrantes N, Pereira R, Figueiredo DR, Marques CR, Pereira MJ, Gonçalves F (2008). A whole sample toxicity assessment to evaluate the sub-lethal toxicity of water and sediment elutriates from a Lake exposed to diffuse pollution. *Environmental Toxicology* 24: 259-270.
- Antunes SC, Abrantes N, Gonçalves F (2003). Seasonal variation of the abiotic parameters and the cladoceran assemblage of Lake Vela: comparison with previous studies. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 39: 255-264.
- APHA, AWWA, WPCF (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater – 17th Edition. American Public Health Association, Washington, 1644pp.
- Barros P, Silveira S, Ribeiro R, Gonçalves F, Soares AMVM (1993). Estrutura populacional fitoplanctónica nas lagoas das Braças, Vela e Mira (Região Centro-Litoral). Resultados preliminares. *Boletim UCA* 1: 1-8.
- Beklioglu M, Moss B (1996). Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. *Freshwater Biology* 36: 315-325.
- Blanco S, Romo S, Villena MJ, Martínez S (2003). Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 473-480.
- Blindow I, Andersson G, Hargeby A, Johansson S (1993). Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159-167.
- Brooks JL, Dodson SI (1965). Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Brower JE, Zar JH, von Ende CN (1997). Field and laboratory methods for general ecology – 4th Edition. WCB McGraw-Hill, Boston.
- Burns CW (1968). Direct observations of mechanisms regulating feeding behaviour of *Daphnia* in lakewater. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie and Hydrographie* 53: 83-100.
- Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- Carvalho L, Moss B (1995). The current status of a sample of English sites of special scientific Interest subject of eutrophication. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 191-204.
- Castro BB (2007). Ecologia e seleção de habitat em crustáceos zooplanctónicos de lagos pouco profundos. Dissertação de Doutoramento. Universidade de Aveiro, Aveiro, 168 pp.
- Castro BB, Gonçalves F (2007). Seasonal dynamics of the crustacean zooplankton of a shallow eutrophic lake from the Mediterranean region, with particular emphasis on *Daphnia*. *Fundamental and Applied Limnology – Archive für Hydrobiologie* 169: 189-202.
- Castro BB, Consciência S, Gonçalves F (2009). Comunicação química em sistemas predador-presa alterados: um contributo para a controvérsia. *CAPTAR* 1(1):54-66.
- De Bernardi, R, Giussani, G (2001). Diretrizes para o gerenciamento de Lagos. Volume 7 – Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios. Instituto Internacional de Ecologia, São Paulo, 234 pp.
- Dugan P (1994). Wetland conservation: a review of current issues and required action. IUCN, Gland, 96 pp.
- Ebina J, Tsutsui T, Shirai T (1989). Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Research* 17:1721-1726.
- Fleegeer J W, Carman K R, Nisbet R M (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment* 317: 207-233.
- Fernandes MJ (1999). Modelação e simulação nas Lagoas de Quiaios. Dissertação de Doutoramento. Universidade do Algarve, Faro, 236 pp.
- Fernandez-Aláez M, Fernandez-Aláez C, Rodríguez S, Bécares E (2002). Evaluation of the state of conservation of lakes in the province of León (North-west Spain) using botanical criteria. *Limnetica* 17: 107-117.
- Ferrão AS, Azevedo SMFO, DeMott WR (2000). Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, 45: 1-19.
- Ferreira A (1997). Ictiologia da lagoa da Vela – Quiaios (Figueira da Foz). Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra, Coimbra, 95 pp.
- Hanazato T (2000). Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution* 112: 1-10

- Hrbáček J, Dvorakova M, Korínek V, Procháková L (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 14: 192-195.
- Irvine K, Moss B, Balls H (1989). The loss of submerged plants with eutrophication II Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology* 22: 89-107.
- Jeppesen E, Søndergaard M, Krovang B, Jensen JP, Svendsen LM, Lauridsen TL (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395/396 419-432.
- Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T, Landkildehus F (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Jeppesen E, Søndergaard M, Mazzeo N, Meerhoff M, Branco CC, Huszar V, Scasso F (2005). Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In: VM Reddy (Ed.), *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*. Science Publishers, Inc., New Hampshire, pp. 331-359.
- Kreutzer C, Lampert W (1999). Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species: a mechanistic explanation. *Ecology* 80: 2348-2357.
- Kurmayer R, Wanzenböck J (1996). Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. *Freshwater Biology* 36: 599-609.
- Lazzaro XT (1997). Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes/reservoirs? *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 719-730.
- Lazzaro X, Drenner RW, Stein RA, Smith JD (1992). Planktivores and plankton dynamics – effects of fish biomass and planktivore type. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1466-1473.
- Lind OT (1979). *Handbook of common methods in Limnology*. The C.V. Mosby Company, St. Louis, pp. 199.
- McQueen DJ, Johannes MRS, Post JR, Stewart TJ, Lean DRS (1990). Biomanipulation and community structure at Lake St. George, Notario. Canada. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 335-338.
- Matveev V, Matveeva L, Jones GJ (2000). Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundant in mesocosm communities. *Freshwater Biology* 44: 375-385.
- Mehner T, Schultz H, Herbst R (1995). Interaction of zooplankton dynamics and diet of 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) in the top-down manipulated Bautzen reservoir (Saxony, Germany) during summer. *Limnologica* 25: 1-9.
- Mehner T, Nenndorf J, Kasprzak P, Koschel R (2002). Biomanipulation of lake ecosystems: Successful applications and expanding complexity in the underling science. *Freshwater Biology* 47: 2453-2465.
- Mills EL, Forney JL, Wagner KJ (1987). Fish predation and its cascading effect on the Oneida lake food chain. In WC Kerfoot, AC Sih (eds.), *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*. University Press of New England, Hanover, pp. 118-131.
- Miracle MR, Alfonso MT, Vicente E (2007). Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 593: 77-94.
- Moss B (2007). *Ecology of fresh waters: man and medium, past to future*. Blackwell Publishing, Oxford, 557 pp.
- Moss B, Madgwick J, Phillips G (1996). *A Guide to the Restoration of nutrient-Enriched Shallow lakes*. Broads Authority, Environment Agency and EU Life Programme, Norwich.
- Moss B, Stephen D, Balayla DM, Bécares E, Collings SE, Fernández-Aláez C, Fernández-aláez M, Ferriol C, García P, Gomá J, Gyllström M, Hansson L–A, Hietala J, Kairesalo T, Miracle MR, Romo S, Ruesa J, Russell V, Ståhl-Delbanco A, Svensson M, Vakkilainen K, Valentín M, Van de Bund WJ, Van Donk E, Vicent E, Villena MJ (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-european mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1633-1649.
- Pereira R (1997). *Plano de Ordenamento e gestão das Lagoas das Braças e da Vela (Centro-Litoral)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Podemski CL, Culp JM (2001). Toxicant interactions with food algae: a missing link between laboratory and field effects? *Environmental Toxicology* 16: 31-42.
- Qin J, Culver DA (1995). Effect of young-of-the-year wall-eye (Percidae: *Stizostedion vitreum*) on plankton dynamics and water quality in ponds. *Hydrobiologia* 297: 217-227.
- Romo S, Miracle MR, Villena MJ, Rueda J, Ferriol C, Vicente E (2004). Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology* 49: 1593-1607.
- Scheffer M (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 357 pp..
- Scheffer M, Houser SH, Meijer ML, Moss B, Jeppesen E (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.

- Schriver P, Bøgestrand J, Jeppesen E, Søndergaard M (1995). Impact on submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255-270.
- Shapiro J, Lamarra V, Lynch M (1975). Biomanipulation, an ecosystem approach to the lake restoration. In: P Brezonik, L Fox (eds.), *Water Quality Management through Biological Control*. Florida Press. Dept. of Env. Eng. Sciences, Univ. Florida, Gainesville. Pp. 85-96.
- Shapiro J, Wright DI (1984). Lake restoration by biomanipulation: round lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371-383.
- Starling FLM (1998). Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problem in an urban reservoir - Lago Paranoá, Brasil. Dissertação de Doutorado. Universidade de Stirling, Stirling, 225 pp.
- Stephen D, Balayla DM, Bécares E, Collings SE, Fernández-Aláez C, Fernández-Aláez M, Ferriol C, Garcia P, Gomá J, Gyllström M, Hansson L-A, Hietala J, Kairesalo T, Miracle MR, Romo S, Rueda J, Ståhl-Delbanco A, Svensson M, Vakkilainen K, Valentín M, Van de Bund WJ, Van Donk E, Vicente E, Villena MJ, Moss B (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1517-1524.
- Vakkilainen K, Kairesalo T, Hietala J, Balayla DM, Bécares E, Van de Bund WJ, Van Donk E, Fernández-Aláez M, Gyllström M, Hansson L-A, Miracle MR, Moss B, Room S, Rueda J, Stephen D (2004). Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1619-1632.
- van Densen WLT., Vijverberg J (1982). The relations between 0+ fish density, zooplankton size and the vulnerability of pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, to angling in the Frisian lakes. *Hydrobiologia* 95: 321-326.
- Vasconcelos VM, Campos T, Amorim A, Soares AMVM (1993). Toxicidade de estirpes de cianobactérias isoladas a partir das lagoas das Braças, Vela e Mira. *Boletim UCA* 1: 193-201.
- Webster K, Peters RH (1978). Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filterers in filamentous suspension. *Limnology and Oceanography* 23: 1238-1245.
- Wetzel RG (1993). *Limnologia*. Edição da Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919 + 92 pp.
- Williams AE, Moss B (2003). Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake. *Hydrobiologia* 491: 331-346.
- Williamson CE, Morris DP, Pace ML, Olson OG (1999). Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography* 44:795-803.
- Zalewski M, Brewinska-Zaras B, Frankiewicz P, Kalinowski S (1990). The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: concordance between water quality and optimal recruitment. *Hydrobiologia* 200/201 549-556.