

ECOLOGIA E MANEJO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS

THOMAZ, S.M.* & BINI, L.M.**

*Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia/Nupélia
Av. Colombo, 5790
87020-900 Maringá, PR, Brasil

**Universidade Federal de Goiás, ICB, DBG
Caixa Postal 131 74001-970 Goiânia, GO, Brasil

RESUMO: Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. O desenvolvimento acentuado de macrófitas aquáticas e os prejuízos causados aos reservatórios tem despertado o interesse da comunidade científica e dos técnicos das concessionárias hidroelétricas. No presente trabalho foram discutidos alguns aspectos sobre a colonização de reservatórios por macrófitas aquáticas. Processos locais (aporte de nutrientes, desenvolvimento de margem, declividade, profundidade, luz e flutuação dos níveis de água) simultaneamente com processos regionais ("pool" regional de espécies encontrados na bacia hidrográfica e dispersão) foram considerados os principais responsáveis pelos padrões de composição específica e abundância. O crescimento excessivo de macrófitas aquáticas são decorrentes principalmente das transformações ambientais promovidas pela formação de reservatório. Esse quadro é agravado quando espécies são introduzidas nesses ambientes. A biologia de macrófitas aquáticas (grande potencial de dispersão, colonização e regeneração, elevada taxa de crescimento, grande plasticidade fenotípica e a existência de formas dormentes) impõem várias restrições ao controle de macrófitas aquáticas. Os métodos tradicionais de controle (químico, mecânico e biológico) tem apresentado baixa eficiência em grandes ecossistemas. A falta de estudos básicos sobre a ecologia das espécies e a falta de monitoramentos também foram considerados fatores que explicam a ineficiência desses métodos.

Palavras chave: reservatório; macrófitas aquáticas; manejo.

ABSTRACT: Ecology and management of aquatic macrophytes in reservoirs.

The increased growth of aquatic macrophytes and the weed problems which they can cause in reservoirs has drawn the attention of researchers and hydroelectric environmental technicians. Here we address some theoretical issues about reservoir colonization by aquatic macrophytes. Local processes (nutrient inputs, margin development, slope, depth, light penetration, water level fluctuation and biological succession processes), together with regional processes (regional species pool, dispersion and invasion rates by non-native species) are among the main factors that control species composition and abundance. Excessive aquatic vegeta-

tion growth is promoted mainly by environmental shifts following reservoir construction. This situation is intensified when species are introduced. The generally-high tolerance of disturbance by aquatic macrophytes (resulting from their commonly-held biological characteristics of high dispersion capacity, colonization and regrowth, high growth rates, high phenotypic plasticity and existence of dormancy) allows them to resist weed control efforts quite well. The traditional control methods (chemical, mechanical and biological) are often of limited efficiency in large freshwater systems. The lack of basic ecological studies and the lack of monitoring are also factors which explain the low efficiency of such methods.

Key words: aquatic macrophytes; reservoirs; management.

INTRODUÇÃO

A vegetação aquática coloniza ambientes com características ecológicas diversas. As adaptações variam nas diferentes espécies, permitindo a colonização de ambientes lênticos e lóticos em diferentes estados tróficos (Sculthorpe, 1985; Toivonen & Huttunen, 1995; Robach et al., 1996).

A importância ecológica dessa comunidade tem sido enfatizada por vários autores (Wetzel, 1983; Esteves & Camargo, 1986; Horne & Goldman, 1994; Carpenter & Lodge, 1986). Dentre as funções desempenhadas, pode ser destacado o aumento da estruturação e da heterogeneidade dos habitats aquáticos, que apresenta como resultados diretos: i) o fornecimento de substrato para a comunidade perifítica, ii) surgimento de locais de abrigo, alimentação e reprodução para vários invertebrados e vertebrados; iii) a proteção das margens; e iv) a filtração/retenção de nutrientes dissolvidos e de material particulado, em situações específicas.

A despeito de sua importância ecológica, a vegetação aquática passa a ser encarada como daninha ("weeds", "malezas") quando, em virtude do crescimento acentuado, causa problemas para a utilização antrópica dos ecossistemas aquáticos. Em alguns casos, a navegação, esportes náuticos, e mesmo a utilização do potencial hidrelétrico dos reservatórios ficam comprometidos. Usualmente, as condições encontradas para o crescimento descontrolado ocorrem quando alguma espécie é introduzida ou quando os ecossistemas aquáticos são criados ou manipulados artificialmente. No segundo caso podem ser citados os exemplos do controle de cheias, a criação de reservatórios e o aumento de nutrientes e material particulado, derivados da ausência de tratamento de esgotos ou da má utilização da bacia de drenagem. O exemplo mais clássico de introduções desastrosas refere-se à *Eichhornia crassipes*, uma das principais daninhas nos países onde foi introduzida. Dessa forma, quando essas populações tornam-se daninhas, elas podem ser consideradas um sintoma das alterações ambientais e não suas causas (Cook, 1990).

O desenvolvimento acentuado da comunidade de macrófitas aquáticas deve-se a vários fatores, podendo-se destacar a presença de água e carbono em abundância e a atenuação das flutuações da temperatura no ambiente aquático (Sculthorpe, 1985). Considerando-se ainda, a grande fertilidade dos sedimentos aquáticos, não é surpresa que as espécies mais produtivas do planeta pertençam a essa comunidade (Odum, 1984; Wetzel, 1990).

Um grande número de reservatórios tem sido construído no Brasil, especialmente após a década de 60. Somente na região sudeste, bacia do alto rio Paraná, existem 130 barragens com altura superior a 10 metros, perfazendo 14.000 Km² de área alagada (Agos-

tinho et al., 1995). Grande parte desses reservatórios é colonizada por macrófitas aquáticas em diferentes graus e alguns já apresentam problemas operacionais e dos usos múltiplos em consequência do desenvolvimento excessivo da vegetação aquática.

Embora nos últimos anos o número de trabalhos sobre ecologia de macrófitas aquáticas no Brasil tenha aumentado, não existe ainda uma síntese de conhecimentos básicos que auxiliem o aumento da eficácia do manejo ou controle. O objetivo do presente trabalho é discutir os efeitos da construção de reservatórios e da eutrofização sobre a comunidade de macrófitas aquáticas. Posteriormente, a importância de estudos básicos, carentes no Brasil, como ferramenta indispensável para a escolha e aplicação de técnicas de controle e manejo em reservatórios é considerada.

MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS

A ontogenia de ecossistemas aquáticos, enfocando as transformações de suas características morfométricas e das várias assembléias tem sido freqüentemente estudadas. Embora tais transformações apresentem trajetórias variáveis (Moss, 1993), usualmente esses ecossistemas caminham de um estágio oligotrófico, mais profundo e com predomínio de algas fitoplancônicas como principais produtores, para um estágio eutrófico, mais rasos e com predomínio de diferentes grupos de macrófitas aquáticas (Wetzel, 1983; Esteves, 1988; Moss, 1993).

A formação de um reservatório representa a criação de um ecossistema lântico que também apresentará um processo de sucessão, com substituição gradativa das espécies. Portanto, num determinado estágio de sua evolução temporal, esses ambientes serão colonizados por macrófitas aquáticas em maior ou menor escala.

Os reservatórios, quando comparados com os ecossistemas lânticos naturais, recebem maior aporte de material particulado e dissolvido a partir da bacia de drenagem. Esse fato é decorrente do posicionamento dos reservatórios nos trechos mais a jusante de afluentes, funcionando como pontos de convergência da bacia de drenagem e recebendo a maior parte dos aportes de água, nutrientes e sedimento, a partir de um único ou de poucos tributários (Thorton, 1990; Kimmel et al., 1990). Essa característica, associada à degradação das bacias de drenagem da maioria dos rios na atualidade, permite supor que a evolução desses ambientes ocorra mais rapidamente do que a de lagos naturais.

O aparecimento de um ambiente favorável ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas, após a criação de um reservatório, foi demonstrado nos estudos realizados no reservatório de Itaipu (FUEM/Itaipu Binacional, 1997; Thomaz & Bini., no prelo). Quinze anos após a formação desse reservatório, o número de espécies (62) era 2,5 vezes o registrado antes de sua construção (24) (Surehna, 1980). As alterações decorrentes da formação de um novo ambiente também se refletiram na distribuição do número de espécies por grupo ecológico, tendo em vista que houve um aumento do número de espécies submersas em relação aos demais grupos. O aumento da riqueza de espécies submersas após a construção de um reservatório pode ser associado à redução da velocidade da água, aumento da estabilidade do sistema (redução das flutuações dos níveis de água), aumento da penetração de luz e enriquecimento do sedimento em nutrientes e matéria orgânica (FUEM/Itaipu Binacional, 1997). Embora essas conclusões tenham sido obtidas especificamente para o reservatório de Itaipu, acredita-se que tendência semelhante seja encontrada em outros reservatórios com características similares.

Alguns reservatórios apresentam crescimento exponencial de macrófitas aquáticas flutuantes logo após sua formação, em decorrência dos primeiros pulsos de nutrientes derivados do alagamento da vegetação terrestre. Esse crescimento é mais acentuado em reservatórios ou braços que sejam protegidos da ação do vento. Exemplos de explosões populacionais de espécies flutuantes foram registrados no lago Kariba - África () e no reservatório de Tucuruí - Brasil (Tundisi, 1993).

De maneira geral, o grau de desenvolvimento das macrófitas aquáticas em um dado reservatório pode ser associado a alguns fatores morfométricos, tais como a profundidade, o índice de desenvolvimento de margem, o grau de exposição ao vento, declividade das margens, além do aporte de nutrientes e dos padrões de flutuação dos níveis de água. Essas características permitem predizer, dentro de certos limites, quais reservatórios e quais locais, dentro de um reservatório específico, estarão mais propícios ao desenvolvimento das macrófitas. Assim, espera-se um maior desenvolvimento da comunidade de macrófitas em um reservatório que apresente menor profundidade, níveis de água relativamente constantes, com maiores aportes de nutrientes e maiores valores do índice de desenvolvimento de margens (fig. 1).

Esses fatores, em conjunto, permitem ainda explicar a colonização e o maior desenvolvimento das macrófitas nos braços laterais e nos trechos superiores de reservatórios. Essa afirmação tem sido confirmada pelo padrão de distribuição espacial das macrófitas encontrado no reservatório do Lobo (Tundisi & Matsumura Tundisi, 1995) e de Itaipu (Bini et al., no prelo).

Entretanto, o desenvolvimento contínuo das macrófitas aquáticas em reservatórios não é um evento canônico. A criação do reservatório de Meltingen (Noruega) em 1984, por exemplo, causou um declínio acentuado da vegetação aquática, principalmente, devido a erosão marginal, o que levou a implementação de medidas visando o incremento desses vegetais naquele ecossistema (Rørslett & Johansen, 1996). Vários outros exemplos de efeitos negativos da construção de reservatórios sobre a comunidade de macrófitas aquáticas são citados por Nilsson & Keddi (1988), Rørslett (1989), Fisher & Clafin (1995) e Rørslett & Johansen (1996).



Figura 1 - Tendência hipotética de colonização de reservatórios por macrófitas aquáticas. O grau de colonização está diretamente relacionado à densidade de pontos.

Assim, dada a importância ecológica das macrófitas aquáticas não só em ambientes naturais, mas também em reservatórios (Boyd, 1971), nem sempre as estratégias de manejo devem ser voltadas somente para o controle do crescimento de macrófitas aquáticas. Para o Brasil, cabe ressaltar a possível existência de um viés nessa dualidade (controlar x promover o crescimento), ou seja, provavelmente, o número de casos onde as macrófitas aquáticas sofrem drásticas reduções das áreas ocupadas e do número de espécies seja equiparável ou talvez maior que o número de casos da situação contrária.

MACRÓFITAS AQUÁTICAS E EUTROFIZAÇÃO

Usualmente, durante a eutrofização, diferentes grupos ecológicos de macrófitas colonizam os ecossistemas aquáticos. A sequência sugerida por diferentes autores (Wetzel, 1983; Esteves, 1988; Moss, 1993; Beklioglu & Moss, 1996) indica o surgimento de espécies emergentes, submersas e flutuantes no início do processo, o que está associado à fertilização dos ecossistemas aquáticos e à redução da profundidade. No entanto, nos estágios mais avançados da eutrofização, as macrófitas submersas enraizadas geralmente entram em declínio, em virtude da redução da penetração da luz, causada pelo desenvolvimento do fitoplâncton. Essa tendência geral é representada na fig. 2.

As reduções da biomassa de macrófitas submersas, posteriormente ao florescimento de algas plancônicas, podem ocorrer mesmo em curtos períodos de tempo. No reservatório de Itaipu, por exemplo, o surgimento de um "bloom" de Cianofíceas provocou a redução da zona eufótica de 1,85 m para 0,61 m, fato que foi acompanhado pela queda da biomassa de *Egeria najas* de 207 para 48 g PS/m² (Thomaz et al., no prelo). O decréscimo da biomassa de *Egeria* foi constatado menos de um mês após o surgimento do "bloom" e a recuperação do estande somente ocorreu após 4 meses. Deve ser destacado que o desenvolvimento de macrófitas flutuantes atua de maneira semelhante, reduzindo a ocorrência das submersas (Albernethy et al., 1996)

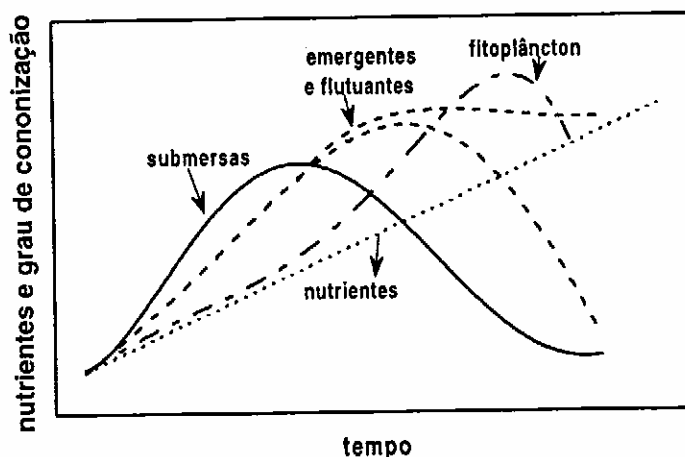


Figura 2 - Tendência hipotética de colonização pelos diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas e do fitoplâncton durante a eutrofização. Baseado em Wetzel (1983), Esteves (1988) e Moss (1993).

As inferências colocadas acima apontam para uma ambigüidade na aplicação de métodos de manejo de bacias hidrográficas, visando reduzir os aspectos negativos derivados da eutrofização, pois ao mesmo tempo em que reduzem o desenvolvimento do fitoplâncton, incrementam a penetração de radiação subaquática, favorecendo o desenvolvimento das assembleias de macrófitas submersas.

Em alguns casos, no entanto, as macrófitas submersas podem colonizar também ecossistemas eutróficos. Nesse caso, as populações de submersas causam a redução da densidade fitoplanctônica, incrementando a penetração de luz na coluna de água. A manutenção de baixa densidade fitoplanctônica e elevada transparência em ecossistemas eutróficos tem sido atribuída a diversos mecanismos diretamente relacionados com a presença das macrófitas submersas, tais como: i. redução da circulação da água com a conseqüente sedimentação do fitoplâncton, ii. proteção do zooplâncton possibilitando incremento da predação sobre o fitoplâncton e iii. possível liberação de substâncias alelopáticas (Jeppersen et al., 1997; Stansfield et al., 1997).

O desenvolvimento de macrófitas aquáticas enraizadas, em geral, não ocorre somente em ambientes mesotróficos ou eutróficos. Essa aparente contradição é explicada pelo fato de que várias espécies de macrófitas aquáticas enraizadas encontram no sedimento sua principal fonte de nutrientes (MacRoy & Barsdate, 1970; Esteves & Camargo, 1986). Além disso, após a colonização das margens, os bancos de macrófitas retêm parte dos nutrientes de origem alóctone (Wetzel, 1990). Assim, ocorre intensa reciclagem na região litorânea, onde os nutrientes ficam retidos por maior período de tempo. Em conjunto, esses fatores podem propiciar o desenvolvimento de amplas regiões litorâneas, mesmo em ecossistemas onde a região pelágica é oligotrófica.

INFLUÊNCIA DE PROCESSOS REGIONAIS E LOCAIS NA ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS

Ricklefs (1987) sustenta que existe um balanço entre os processos locais e regionais que determinam o número de espécies de uma determinada área. Processos locais, tais como redução do nível de recursos por competidores, distúrbios de pequena escala, herbivoria e doenças, tenderiam a diminuir o número de espécies. O principal processo regional que contribuiria para o aumento do número de espécies seria a imigração de novas espécies, sendo a magnitude deste dependente do "pool" regional de espécies, além de eventos históricos e geográficos (posição de corredores e barreiras a dispersão).

Espera-se que quanto maior o "pool" regional de espécies (populações fontes localizadas em planícies de inundação e outros reservatórios a montante) maior o número de espécies em um dado reservatório. Alguns dos processos locais que influenciariam a riqueza de espécies, já discutidos acima, são apresentados na Figura 1, tais como aportes de nutrientes, estabilidade e declividade do sedimento, influência de ventos e flutuação dos níveis hidrométricos.

Em reservatórios posicionados em série, a posição do reservatório na série e o seu estado trófico podem interagir na determinação do número de espécies e dos tipos ecológicos de macrófitas aquáticas. Os primeiros reservatórios de uma série, em um rio não poluído, apresentariam baixa riqueza de macrófitas aquáticas, pois não há populações fontes, visto que os rios de baixa ordem formadores desses reservatórios não contribuiriam para o

“pool” regional, uma vez que, como colocado pela teoria da continuidade fluvial (Vannote et al., 1980) tais espécies são ausentes devido ao sombreamento. Ao contrário, os últimos reservatórios de uma série apresentariam uma forte dominância de espécies submersas, uma vez que os reservatórios de montante funcionam como “traps” de nutrientes e como grandes bacias de decantação de material em suspensão, o que aumenta a transparência da água (Straškraba, 1990; Bini, 1995; Agostinho et al., 1995). Os primeiros reservatórios de uma série situados em rios poluídos de maior ordem, ou seja, sob a influência de um maior “pool” de espécies apresentariam uma forte dominância de espécies flutuantes, por razões contrárias às mencionadas acima.

Os padrões de dominância das macrófitas aquáticas nos reservatórios do sistema Tietê, Grande e Paraná parecem sustentar as inferências feitas acima. De fato, o reservatório de Barra Bonita, formado na confluência dos rios Tietê e Piracicaba, apresenta grandes populações de espécies flutuantes (principalmente *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia*). Por outro lado, o reservatório de Jupia, no rio Paraná, um dos últimos da série de reservatórios do sistema Tietê-Grande, apresenta forte dominância de uma espécie submersa (provavelmente *Egeria densa*). Também no rio São Francisco, o reservatório de Paulo Afonso, um dos últimos da cadeia de reservatórios, é o que apresenta os maiores problemas com essa mesma espécie (S.M. Thomaz, observação pessoal).

Rørslett (1991) modelou o número de espécie esperado, em relação a área do lago, através de uma curva do tipo Weibull. Noventa e um por cento (valor do r^2) da soma de quadrados do número de espécies foi explicado somente pela variável área. A área de um reservatório não é o fator primário que controla o número de espécies de macrófitas aquáticas, mas grandes áreas aumentam a probabilidade de adição de novos habitats. A área do reservatório de Itaipu, por exemplo, que pode ser efetivamente colonizada por vegetais aquáticos é claramente inferior à sua área total. Neste reservatório, grande parte das espécies é encontrada nas regiões próximas às desembocaduras dos tributários usualmente as mais rasas e ricas em nutrientes (FUEM/Itaipu Binacional, 1997).

Após a remoção do efeito da área dos lagos, Rørslett (1991) mostra que os principais determinantes da riqueza de espécies em 641 lagos europeus foram o grau de trofia e flutuação do nível da água (ambos processos locais). Ainda de acordo com a argumentação de Rørslett (1991) relações competitivas não apresentam grandes efeitos sobre a riqueza de espécies e cita o exemplo das Hydrocharitaceae que facilmente invadem ambientes sem ocasionar detrimientos a flora nativa.

BASES ECOLÓGICAS PARA O CONTROLE E MANEJO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS

A partir do momento em que as macrófitas começam a ocasionar problemas para o usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos surge a necessidade de aplicação de métodos de controle ou manejo. Esses métodos podem ser divididos em químicos, biológicos e mecânicos (Pieterse & Murphy, 1990).

Aparentemente, a aplicação dos métodos químicos no controle de macrófitas vem sendo preterida em função de outras técnicas de manejo, menos impactantes. Segundo Caffrey & Wade (1986), a indústria agroquímica não vê potencial na produção de herbicidas para serem utilizados em corpos aquáticos ou em suas imediações, nem têm surgido novos com-

postos nos últimos anos. Similarmente, o número de trabalhos enfocando o controle químico de macrófitas, publicados nos Anais dos Simpósios Internacionais sobre Daninhas Aquáticas, da Sociedade Européia de Pesquisas de Daninhas ("European Weed Research Society"), tem decaído ao longo do tempo (fig. 3). Embora sejam tecnicamente viáveis e apresentem efeitos em curto prazo, na maioria das situações, esses métodos podem ocasionar grandes prejuízos ambientais, apresentando, por conseguinte, repercussões negativas junto sociedade (Gutiérrez et al., 1996).

A aplicação de agentes biológicos no controle/manejo de macrófitas aparece como uma alternativa aos métodos convencionais. No entanto, embora esses métodos sejam considerados de baixo impacto ambiental (Gutiérrez et al., 1996), devem ser feitas algumas ressalvas baseadas em experiências negativas. Um dos maiores problemas associados a esse método diz respeito à necessidade, em muitos casos, de introduzir ou translocar espécies alienígenas aos ecossistemas alvo. Os problemas relacionados à introdução ou translocação de espécies são registrados tanto em ecossistemas aquáticos como terrestres (Collinvaux, 1993; Krebs, 1985; Noble et al., 1986; Begon et al., 1996; Bain, 1996).

Os métodos mecânicos, se aplicados corretamente, podem ser considerados os menos impactantes, pois não deixam resíduos tóxicos nem espécies exóticas que continuam ativos no ecossistema após sua aplicação. Porém a exceção da dragagem, esses métodos deixam as partes submersas intactas e fragmentos, que podem brotar novamente, originando novas infestações (Wade, 1990).

Alguns problemas, no entanto, são comuns a todos os métodos de controle. Como por exemplo, aumento da demanda de oxigênio pela vegetação em decomposição e perda de habitats (Wade, 1990). Além dos problemas associados aos métodos de controle e manejo, fatores inerentes à biologia das macrófitas aquáticas, tais como o grande potencial de dis-

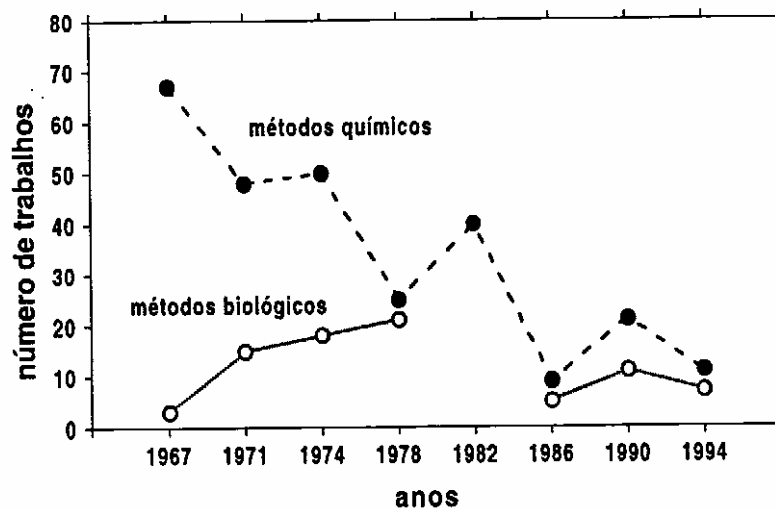


Figura 3 - Número de trabalhos enfocando o controle químico de macrófitas aquáticas publicados nos Anais dos Simpósios Internacionais sobre Daninhas Aquáticas, da Sociedade Européia de Pesquisas de Daninhas (Caffrey & Wade, 1996). O número de trabalhos que utilizam o controle biológico é também apresentado para efeitos de comparação.

persão, colonização e regeneração, elevada taxa de crescimento populacional, grande plasticidade fenotípica e a existência de formas dormentes, como estolões e rizomas (Sculthorpe, 1985; Cook, 1990; Preston, 1995) dificultam a aplicação desses métodos. O habitat de espécies enraizadas submersas, que podem colonizar locais com profundidades superiores a 10 metros, impõe uma dificuldade adicional para o controle/manejo desse grupo ecológico, visto que a aplicação de métodos tradicionais torna-se limitada nessas condições.

As inferências feitas no item 4, se verdadeiras, impõem vários outros limitações aos programas isolados de controle de macrófitas aquáticas em reservatórios inseridos dentro de uma série, dentre as quais destacam-se: (i) a presença de um corredor eficiente de dispersão (o próprio rio) entre reservatórios, no sentido montante-jusante; (ii) a reprodução vegetativa de muitas espécies de macrófitas aquáticas, sendo a presença de pequenos fragmentos de rizomas e pecíolos suficientes para o estabelecimento de novas populações. Rørslett (1987), por exemplo, mostra que o programa de controle de *Juncus bulbosus* no reservatório de Brokke (rio Otra, Noruega), através da manipulação da hidrolologia, foi o fator responsável pela invasão de *J. bulbosus* no reservatório de Åraksfjord, 20 km a jusante.

A falta de sucesso no controle de macrófitas aquáticas em grandes escalas, em grande parte decorrente da argumentação feita acima, indica a necessidade de estudos básicos. A forma de manejo, época de aplicação e o provável sucesso dependem de estudos dessa natureza, como tem sido demonstrado por vários autores (Murphy, 1990; Hootsmans et al., 1996; Bezic et al., 1996).

Existe um claro interesse técnico e científico sobre os fatores ambientais que controlam a biomassa de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos, em geral, e em reservatórios, em particular. Do ponto de vista das empresas hidroelétricas, o reconhecimento desse fator sugere uma forma de controlar o crescimento das macrófitas aquáticas através da intervenção direta sobre as causas e não sobre as conseqüências como, por exemplo, a eliminação de efluentes orgânicos para o controle de macrófitas flutuantes. Do ponto de vista científico, a determinação desses fatores é importante considerando as teorias de dinâmica populacional (efeitos independentes ou dependentes da densidade, tipo de estocasticidade, dinâmica de metapopulações, etc) e as teorias de ecologia de comunidades (influência de processos estocásticos ou processos determinísticos, regionais ou locais, etc).

Entretanto, ainda não há um consenso sobre qual é a importância relativa dos diferentes fatores ambientais na determinação da biomassa de macrófitas aquáticas submersas. Duarte & Kalff (1990) argumentam que a falta do consenso é decorrente das diferentes escalas empregadas nos estudos. A variabilidade da química da água dentro de lagos é muito menor que a variabilidade entre lagos, enquanto que as características locais (grau de exposição a ondas, declividade do fundo, granulometria do sedimento, etc) apresentam grande variabilidade tanto dentro de lagos como entre lagos. Assim, as características químicas tenderiam a ser mais importantes na explicação da variabilidade da biomassa de macrófitas aquáticas entre lagos, enquanto as características locais deveriam ser mais importantes na explicação da variabilidade da biomassa de macrófitas aquáticas dentro de lagos (Duarte & Kalff, 1990). No Brasil, não existem estudos dessa natureza, o que é uma forte restrição ao reconhecimento dos principais fatores que regulam o crescimento das macrófitas aquáticas em ecossistemas tropicais.

Alguns procedimentos básicos frequentemente utilizados por ecólogos, para outras comunidades aquáticas, apresentam grande potencial para o efetivo manejo desses vegetais em grandes reservatórios. Primeiro, o entendimento adequado da distribuição da vegetação aquática em reservatórios é um pré-requisito para o efetivo manejo dos problemas decorren-

tes de infestações (Murphy, 1990). Baseando-se em levantamentos do número de espécies e em medidas de fácil obtenção como por exemplo, a penetração de luz na coluna de água, declividade das margens, profundidade, estado trófico e exposição das margens ao vento, pode-se confeccionar mapas de risco. Essas medidas auxiliam na predição dos locais mais suscetíveis à colonização pelos diferentes grupos de macrófitas aquáticas, sendo, portanto, a base de qualquer programa de monitoramento, manejo ou controle.

O grande potencial de dispersão e colonização das macrófitas aliado ao dinamismo das características físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos, exigem o contínuo monitoramento desses ambientes. O monitoramento torna-se, portanto, uma importante ferramenta no delineamento dos locais com maiores riscos de infestação, tornando as medidas de manejo mais eficientes. Por outro lado, os monitoramentos podem evidenciar, em determinados casos, até quando as macrófitas não representam riscos reais para os usos múltiplos do ambiente aquático.

Uma típica estratégia no controle de daninhas, empregada principalmente em sistemas agrícolas, é o emprego prematuro dos métodos de controle. No entanto, essa estratégia apresenta alguns agravantes. Primeiro, como já mencionado, em alguns casos a construção de reservatórios já seria suficiente para afetar adversamente as diferentes espécies nativas das áreas de influência (Rørslett, 1989; Nilsson & Keddy, 1988). Nesses casos, tal estratégia de manejo seria rigorosamente errônea. Segundo, a estratégia de "quanto mais cedo começar a controlar melhor" apresenta um sério problema de cunho econômico. Antes do início do controle uma questão precisa de resposta: realmente há a necessidade de controle? Essa questão poderia ser respondida através de modelos estatísticos simples, tais como os desenvolvidos por Duarte & Kalf (1986), Duarte et al. (1986) e Canfield & Duarte (1988). De acordo com Duarte & Kalf (1986), conhecendo-se somente a declividade da região litorânea de lagos é possível explicar 72 % da variabilidade da biomassa máxima de macrófitas aquáticas submersas. Modelos dessa natureza poderiam ser considerados como uma análise de risco e uma maneira menos arbitrária de avaliar a real necessidade do emprego de métodos de controle, sejam eles químicos, mecânicos ou biológicos.

A diversidade de habitats que suportam o crescimento das macrófitas faz com que os métodos empregados para o controle/manejo de uma espécie dificilmente se apliquem para outra, mesmo quando ambas são encontradas no mesmo ambiente (Caffrey & Wade, 1996).

Essas dificuldades fazem com que os métodos de controle/manejo raramente sejam encontrados em guias de fácil consulta e aplicação. Além disso, a maioria das publicações refere-se a ambientes de regiões temperadas e de pequeno porte, como riachos, canais de irrigação e navegação, pequenos reservatórios e lagos (National Science Foundation, 1976; Pieterse & Murphy, 1990) e a diversidade de condições dificilmente aponta para a aplicação de um único método.

Independentemente dos métodos aplicados no manejo das macrófitas aquáticas, espera-se um certo grau de impacto nos ecossistemas alvo. Assim, além da avaliação dos resultados, algumas medidas atenuantes balizadas em princípios ecológicos e na possibilidade de utilização múltipla dos ecossistemas aquáticos são sugeridas a seguir:

(i) Manutenção de áreas íntegras de região litorânea, que contemple as diversas espécies encontradas no ambiente: as medidas de controle/manejo não devem ser direcionadas para a erradicação das macrófitas, mas devem ser direcionadas para a manutenção da integridade de áreas de região litorânea previamente selecionadas. Essa medida está baseada na importância ecológica das macrófitas para a estruturação e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e objetiva a manutenção da qualidade da água e da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos.

(ii) Computação dos riscos ambientais derivados das técnicas a serem utilizadas: quando for necessária a implementação de qualquer técnica de manejo ou controle, essa deve ser precedida de estudos dos possíveis impactos diretos e indiretos derivados de sua aplicação. Este objetivo é alcançado, em grande parte, através do desenvolvimento de experimentos-piloto, a serem executados no próprio ambiente a ser impactado.

(iii) Monitoramento dos impactos: os locais sujeitos a qualquer técnica de controle ou manejo devem ser monitorados antes, durante, e após a aplicação do controle ou manejo, para que, juntamente com a eficácia da técnica aplicada, sejam avaliados os impactos dela derivados. Os parâmetros a serem acompanhados devem ser escolhidos dentre os mais representativos, que estejam relacionados com os impactos causados ao meio aquático e à biota.

(iv) Adoção de políticas conjuntas de controle ou manejo: visto que a maioria das macrófitas aquáticas apresenta alta capacidade reprodutiva e eficiente dispersão, as estratégias localizadas de controle ou manejo provavelmente não alcançarão sucesso individualmente, mas devem ser parte de estratégias regionais, de maior alcance (Mitchell, 1996). Essa afirmação é especialmente válida no caso de cadeias de reservatórios, pois aqueles de jusante recebem continuamente os propágulos formados a montante.

(v) Avaliar a real necessidade do emprego do método de controle: a simples presença de macrófitas aquáticas não significa a necessidade de aplicação de controle ou manejo.

Indubitavelmente, dever-se-ia estimular o aperfeiçoamento e, quando possível, a aplicação, de métodos menos impactantes, do ponto de vista ecológico. Como exemplo, pode ser citada a manipulação dos níveis de água, que reconhecidamente afeta as taxas de crescimento e mortalidade de várias espécies de macrófitas aquáticas (Camargo & Esteves, 1995; Hellsten & Riihimäki, 1996; Hroudová et al., 1996; Bini, 1996) e tem alcançado relativo sucesso no controle dessa comunidade em alguns ecossistemas (Murphy & Pieterse, 1990; Opuszynski & Shireman, 1995; Gutiérrez et al., 1996; Wade, 1996). Tem sido demonstrado, por exemplo, que a elevação dos níveis de água pode controlar espécies emergentes por afogamento; a elevação dos níveis seguida por rápida volta aos níveis originais podem ser úteis no controle de macrófitas flutuantes, enquanto as espécies submersas podem ser controladas pela elevação dos níveis com a conseqüente redução da zona eufótica (Wade, 1990). A manipulação dos níveis apresenta como vantagens um baixo custo, a não necessidade de acessar diretamente os locais afetados, rápidos efeitos e repercussão positiva junto à sociedade (Gutiérrez et al., 1996).

Somente através de um esforço conjunto, envolvendo o setor elétrico, pesquisadores, órgãos de controle ambiental e a sociedade, que efetivamente usufrui dos usos múltiplos dos reservatórios, serão alcançadas as metas de um efetivo controle ou manejo da vegetação aquática, quando esses forem necessários.

AGRADECIMENTOS

Os Drs. Angelo Antonio Agostinho, Fábio Amodeo Lansac Tôha e Horácio Ferreira Júlio Júnior (Universidade Estadual de Maringá) revisaram cuidadosamente o manuscrito. Somos também gratos às importantes contribuições dos MSc. Luiz Felipe Machado Velho (Nupélia) e Thomaz Aurélio Pagioro (PEA/UEM).

REFERÊNCIAS CITADAS

- Agostinho, A. A.; Vazzoler, A. E. A. M. & Thomaz, S. M. 1995. The high River Paraná Basin: Limnological and ichthyological aspects. In: Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC/SBL, p. 59-103.
- Albernethy, V.J., Sabbatini, M.R. & Murphy, K.J. 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: 219-224.
- Bain, M.B. 1996. Rivers and impounded waterways. In: Cassani, J.R. (ed.). Managing aquatic vegetation with grass carp. A guide for water resource managers. Bethesda, American Fishery Society. pp. 65-77.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology. Oxford, Blackwell Science. 1068p.
- Beklioglu, M. & Moss, B. (1996). Existence of a macrophyte-dominated clear water state over a very wide range of nutrient concentration in a small shallow lake. *Hydrobiologia* 337: 93-106.
- Bezic, C., Dall'Amerlina, A. & Gajardo, O. 1996. Studies on vegetative production of *Potamogeton illinoensis* Morong in southern Argentina. *Hydrobiologia* 340: 7-10.
- Bini, L.M. 1996. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. *Arq. Biol. Tccnol.* 39: 715-721.
- Bini, L.M.; Thomaz, S.M.; Murphy, K.J. & Camargo, A.F.M. 1998. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. 10th EWRS Symposium on Aquatic Weeds, Lisbon. Proceedings.
- Boyd, C. 1971. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. In: Hall, G. E. (ed.). Reservoir fisheries and limnology. Amer. Fish. Soc., Special Publ. n. 8.
- Caffrey, J.M. & Wade, P.M. 1996. Preface (The European Weed Research Society and the Management and Ecology of Freshwater Plants). *Hydrobiologia* 340: ix-xiii.
- Camargo, A.F.M. & Esteves, F.A. 1995. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. (eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p. 137-150.
- Canfield JR., D. E. & Duarte, C. M. 1988. Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes: a test with Florida lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1976-1982.
- Carpenter, S.R. & Lodge, D.M. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341-370.
- Collinvaux, P. 1993. Ecology 2. New York, John Wiley & Sons. 688p.
- Cook, C.D.K. 1990. Origin, autoecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds. In: Pieterse, A.H. & Murphy, J.K. (eds.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford, Oxford University Press. pp. 31-38.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1072-1080.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. 1990. Patterns in the submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 357-363.
- Duarte, C.M.; Kalff, J. & Peters, R.H. 1986. Patterns in biomass cover of aquatic macrophytes in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1900-1908.
- Esteves, F.A. & Camargo, A.F.M. 1986. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnol. Brasil.* 1: 273-298.
- Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP. 575p.
- Fischer, J. R. & Clafin, T. O. 1995. Declines in aquatic vegetation in navigation pool N. 8, upper Mississippi river between 1975 and 1981. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 157-165.

- FUEM/Itaipu Binacional. 1997. Levantamento de espécies de macrófitas aquáticas no Reservatório de Itaipu. Maringá, UEM/Nupélia. 51p.
- Gutiérrez, E., Huerto, R., Saldaña, P. & Arreguín, F. 1996. Strategies for water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hydrobiologia* 340: 181-185.
- Hellsten, S. & Riihimäki, J. 1996. Effects of lake water level regulation on the dynamics of littoral vegetation in northern Finland. *Hydrobiologia* 340: 85-92.
- Hootsmans, M.J.M., Drovandi, A.A., Soto Percz, N. & Wiegman, F. 1996. Photosynthetic plasticity in *Potamogeton pectinatus* L. from Argentina: strategies to survive adverse light conditions. *Hydrobiologia* 340: 1-5.
- Horne, A.J. & Goldman, C.R. 1994. Limnology. New York, McGraw-Hill Inc. 576p.
- Hroudová, Z., Krahulcová, A., Zákavský, P. & Jarolimová, V. 1996. The biology of *Butomus umbellatus* in shallow waters with fluctuating water level. *Hydrobiologia* 340: 27-30.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Luridsen, T. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343:151-164.
- Kimmel, B.L., Lind, O.T., Paulson, L.J. 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne, F. E. (eds.). Reservoir limnology: Ecological perspectives. New York, John Wiley & Sons. pp: 133-194.
- Krebs, C.J. 1985. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. New York, HarperCollins Publishers. 800p.
- Macroy, C.P. & Barsdate, R.J. 1970. Phosphate absorption in eelgrass. *Limnol. Oceanogr.* 15: 6-13.
- Mitchell, D.S.; Pieterse, A. H. & Murphy, K. J. 1990. Aquatic plant problems and management in Africa. In: Pieterse, A. H. & Murphy, K.J. (eds.). Aquatic Weeds. Oxford, OUP. Pp351-354.
- Mitchell, D.S. 1996. Interactions between national and local strategies for the management of aquatic weeds. *Hydrobiologia* 340: 153-156.
- Moss, B. 1993. Ecology of freshwaters. Man and medium. Oxford, Blackwell Scientific Publication. 417p.
- Murphy, K.J. & Barrett, P.R.F. 1990. Chemical control of aquatic weeds. In: Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. (eds.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford, Oxford Science Publications. pp. 136-173.
- Murphy, K.J. & Pieterse, A.H. 1990. Present status and prospects of integrated control of aquatic weeds. In: Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. (eds.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford, Oxford Science Publications. pp. 222-227.
- Murphy, K.J. 1990. Survey and monitoring of aquatic weed problems and control operations. In: Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. (eds.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford, Oxford Science Publications. pp. 228-237.
- National Science Foundation, 1976. Making aquatic weeds useful: Some perspectives for developing countries. Washington, National Academy of Sciences. 175p.
- Neiff, J.J. 1986. Aquatic plants of the Paraná system. In: Davics, B. R., Walker, K. F. (Eds.). The Ecology of river systems. Dordrecht, Dr. W. Junk Publishers. pp 557-571.
- Nilsson, C. & Keddy, P. A. 1988. Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, Northern Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1896-1904.
- Noble, R.L., Bettolli, P.W. & Betsill, R.J. 1986. Considerations for the use of grass carp in large, open systems. In: Redfield, G., Taggart, J.F. & Moore, L.M. (eds.). Lake and reservoir management. Vol. II. Proceedings of the 5th Annual Conference and International Symposium. Washington. pp. 46-48.
- Odum, E. 1984. Ecologia. Rio de Janeiro, Interamericana. 434p.
- Opuszynski, K. & Shireman, J.V. 1995. Herbivorous fishes. Culture and use for weed management. Boca Raton, CRC Press. 223p.

- Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. (eds.). 1990. Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford, Oxford Science Publications. 593p.
- Preston, C.D. 1995. Pondweeds of Great Britain and Ireland. London, Botanical Society of the British Isles. BSBI Handbook No 8. 352p.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167-171.
- Rigler, F.H. 1982. Recognition of the possible: an advantage of empiricism in ecology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1323-1331.
- Robach, F., Thiébaud, G., Trémolières, M. & Muller, S. 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in northeast France. *Hydrobiologia* 340: 67-76.
- Rørslett, B. & Johansen, S. 1996. Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 509-522.
- Rørslett, B. 1987. A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 29: 63-81.
- Rørslett, B. 1989. An integrated approach to hydropower impact assessment. II Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric. *Hydrobiologia* 175: 65-82.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Sculthorpe, C.K. 1985. The biology of aquatic vascular plants. Königstein, Koeltz Scientific Books. 610p.
- Stansfield, J.H., Perrow, M.R., Tench, L.D., Jowitt, A.J.D., Taylos, A.A.L. 1997. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342/343: 229-240.
- Štraškraba, M. 1990. Limnological particularities of multiple reservoir series. *Arch. Hydrobiol. Beich.* 33: 677 - 678.
- Surehna (Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente). 1980. Projeto plantas aquáticas invasoras. II. Curitiba. 151p. (Relatório Técnico).
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. & Souza, D.C. 1998. Biomass and maximum colonization depth of *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae) at Itaipu Reservoir, Brazil. 10th EWRS Symposium on Aquatic Weeds, Lisbon. Proceedings.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: Henry, R.. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.* (no prelo).
- Thornton, K.W. 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (eds.). *Reservoir limnology: Ecological perspectives.* New York, John Wiley & Sons. pp. 1-13.
- Toivonen, H. & Huttunen, P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51: 197-221.
- Tundisi, J.G. & Matsumura Tundisi, T. 1995. The Lobo-Broa ecosystem research. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. (eds.). *Limnology in Brazil.* Rio de Janeiro, ABC/SBL. p. 219-244.
- Tundisi, J.G. 1994. Tropical South America: Present and perspectives. In: Margalef, R. (Ed.). *Limnology now: A paradigm of planetary problems.* Amsterdam, Elsevier. Pp. 353-424.
- Vannote, R. L., Mishall, G. M., Cummins, K. W., Sidel, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Wade, P.M. 1990. Physical control of aquatic weeds. In: Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. (eds.). *Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation.* Oxford, Oxford Science Publications. pp. 93-135.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology.* Philadelphia, Saunders College Publishing. 767p.
- Wetzel, R.G. 1990. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Dott. Marco di Marchi*, 47: 233-249.