

O grau de autocorrelação espacial pode ser quantificado através de diferentes coeficientes (ver Sokal & Oden, 1978 e Legendre & Fortin, 1989). Basicamente, esses coeficientes medem o quão similares ou diferentes são os pares de estações de coleta separadas por distâncias geográficas crescentes. A Figura 1 exemplifica como os resultados de uma análise de autocorrelação espacial podem ser apresentados através de um gráfico conhecido como semi-variograma. Para cada distância geográfica entre pares de estações de coleta, pode-se calcular uma estatística denominada semi-variância. A interpretação dessa estatística é muito similar à da variância. Se a autocorrelação espacial é positiva para pequenas distâncias geográficas, como é o caso apresentado na Figura 1, os valores obtidos para a variável de interesse são similares entre si, e a semi-variância é baixa. Com o aumento das distâncias geográficas entre as estações de coleta, a semi-variância aumenta, ou seja, os pares de estações de coleta tendem a ser mais diferentes.

A interpretação do variograma permite identificar as estruturas espaciais da variável de interesse. Assim, importantes informações ecológicas podem ser obtidas. Quando a semi-variância aumenta linearmente com o aumento das distâncias geográficas, a estrutura espacial presente é um gradiente, ou seja, existe um aumento progressivo da variável de interesse ao longo do eixo transversal ou longitudinal do corpo aquático. A Figura 1 apresenta um exemplo de estrutura espacial na forma de mancha ("patch"), ou seja, regiões do corpo aquático com altos valores da variável de interesse alternadas por regiões com baixos valores. Diferentes processos hidrodinâmicos podem gerar esses padrões em variáveis limnológicas, principalmente em reservatórios (ver Ford, 1990; Bini, 1997; Bini *et al.*, 1997). Assim, a análise de autocorrelação espacial em estudos de ecologia aquática é justificada por si só. No entanto, essa propriedade geral de variáveis coletadas ao longo do espaço apresenta várias outras implicações que serão discutidas abaixo.

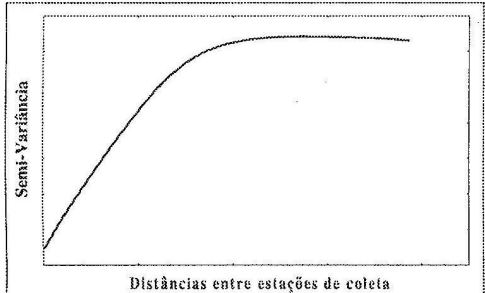


Figura 1. Exemplo hipotético de uma análise de autocorrelação espacial realizada através de um semi-variograma.

**Autocorrelação espacial e delineamentos amostrais**

O delineamento aleatório, ou qualquer outro delineamento, onde cada ponto de coleta apresenta, *a priori*, igual chance de ser amostrado, é adequado para estimativas não viciadas do parâmetro de interesse. Se a distribuição espacial da variável de interesse for na forma de "manchas", o erro padrão da média, por exemplo, será grande, no entanto a estimativa ainda assim não é viciada.

Os delineamentos amostrais não são suficientes para garantir a independência dos erros das estimativas. A despeito da distribuição aleatória ao longo do espaço, as observações ainda podem reter um grau de dependência espacial (autocorrelação espacial) se a distância entre as estações de coleta for menor que a zona de influência do processo ambiental que está estruturado espacialmente. A relação entre a dependência espacial (autocorrelação) e o estabelecimento de estratégias de amostragem implica no reconhecimento de que a autocorrelação espacial é uma forma de pseudoreplicação, ou seja, as observações não são independentes.

**Efeito da autocorrelação sobre os testes de significância**

A presença de autocorrelação espacial (ou temporal) perturba os diferentes testes de significância que são frequentemente empregados nos estudos ecológicos. Justamente, a Probabilidade de Erro Tipo I, isto é, o critério para rejeição ou aceitação da hipótese nula, é afetada. O efeito da autocorrelação espacial sobre os testes de significância pode ser exemplificado através do coeficiente de correlação de Pearson. O problema é que quando duas variáveis estão positiva autocorrelacionadas ao longo do espaço o intervalo de confiança do coeficiente de Pearson, calculado através dos procedimentos usuais, é menor do que quando este é calculado corretamente. Assim, a hipótese nula associada ao teste ( $H_0: r = \text{zero}$ ) tende a ser rejeitada com uma frequência maior que a probabilidade de Erro Tipo I fixada (geralmente 0,05). É necessário enfatizar que muitos estudos limnológicos objetivam estabelecer correlações entre diversos compartimentos de um ecossistema aquático. No entanto, os efeitos da autocorrelação espacial são normalmente ignorados.

Este problema pode também ser abordado considerando o cálculo dos graus de liberdade. Nos testes estatísticos usuais, cada observação independente equivale a um grau de liberdade. Assim, esse procedimento permite a escolha da distribuição estatística apropriada para cada teste. Observações que são autocorrelacionadas não fornecem novos graus de liberdade. A consequência disso é que, na presença de autocorrelação espacial (ou temporal) positiva, os testes de significância tornam-se muito liberais (rejeição frequente da hipótese nula). Em outras palavras, a probabilidade de Erro Tipo I real é frequentemente maior que a declarada. Já a presença de autocorrelação espacial negativa apresenta efeitos contrários, por exemplo, numa ANOVA.

**O que fazer?**

Quando a autocorrelação é detectada várias soluções podem ser aplicadas. A solução mais indicada é a aplicação de testes estatísticos que são válidos na presença de autocorrelação e que incorporem o espaço como variável preditora (ver Legendre & Fortin, 1989, Legendre, 1993 e suas referências). Considerando os delineamentos amostrais, os melhores são aqueles que apresentam a maior capacidade de detectar a autocorrelação espacial, quando está esta presente, com um menor número de estações de coleta. O delineamento sistemático agrupado é o que melhor atende a esses requisitos.

Em suma, a variação da informação ecológica que é estruturada ao longo do espaço deve ser levada em consideração (explicitamente) no processo de modelagem, tendo em vista que a heterogeneidade espacial é uma característica **funcional** dos ecossistemas e não o resultado de algum processo aleatório que possa ser ignorado.

**Referências**

Bini, L. M. Spatial variation of some limnological variables in Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil): a geostatistical approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v. 26, p. 229-231, 1997.  
 Bini, L. M., Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T & Matheus, C. E. Spatial variation of zooplankton groups in a tropical reservoir (Broa Reservoir). *Hydrobiologia.* v. 357, p. 89-98, 1997.  
 Ford, D. E. Reservoir transport processes. p. 15 - 41. In: THORNTON, K. W., KIMMEL, B. L. and PAYNE, F. E. (eds). *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. New York: A Wiley-Interscience Publication. 1990. viii + 246 p.  
 Legendre, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology.* v. 74, n. 6, p. 1659-1673, 1993.  
 Legendre, P. & Fortin, M. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio.* v. 80, p. 107 - 138. 1989.  
 Sokal, R. R. & Oden, N. L. Spatial autocorrelation in biology. 1. Methodology. *Biol. J. Linn. Soc.* v. 10, p. 199-228. 1978.

**COMUNICAÇÃO DOS SÓCIOS III**

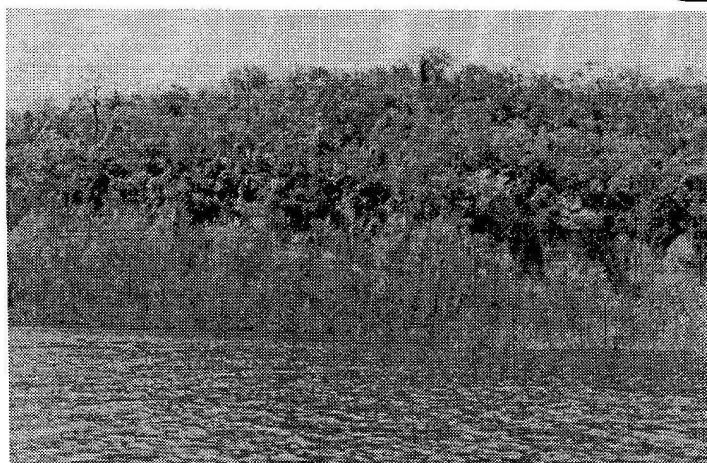
**A remoção prévia da vegetação nos represamentos**

Angelo Antonio Agostinho  
 agostinhoaa@nupelia.uem.br

Luiz Carlos Gomes  
 lcg@ra.msstate.edu

Um dos grandes desafios com que se defrontam o setor elétrico e os órgãos de controle ambiental relaciona-se à falta de informações sobre o efeito da remoção ou não da vegetação antes do enchimento de reservatórios. Os EIAs-RIMAs são, em geral, ambíguos em relação a esse tópico, principalmente porque existem vantagens e desvantagens nessa remoção. Assim, a manutenção da vegetação terrestre submersa tem sido vista como um fator favorável

por (i) fornecer substrato para o perifíton e bentos, que são importantes recursos alimentares para peixes; (ii) prevenir da sobrepesca; (iii) disponibilizar locais de reprodução e refúgio, incrementando a sobrevivência e o recrutamento; (iv) aumentar a produtividade biológica em áreas litorâneas por fornecer matéria orgânica, nutrientes e diversidade estrutural; (v) atenuar os impactos com a erosão marginal pela ação das ondas e variação de nível, e (vi) reduzir os



Efeito de 60 dias de alagamento sobre folhas e gramíneas. Reservatório de Corumbá em fase de depleção.

elevados custos com a remoção. Entretanto, o excesso de vegetação alagada pode resultar em uma série de problemas, que podem neutralizar, em alguma extensão, as vantagens. Entre esses problemas destaca-se a anoxia em regiões mais profundas, que pode levar a mortalidades de peixes ou limitar sua distribuição no novo ambiente. Além disso, troncos submersos podem interferir na navegação, recreação, redes de pesca, e servir como suporte para bancos de macrófitas.

Neste artigo apresentaremos alguns aspectos gerais decorrentes da remoção ou não da vegetação (decomposição da vegetação submersa, influências nas características físicas e químicas da água, nas principais comunidades aquáticas e na pesca), mencionando alguns fatos registrados no Brasil e, finalmente, apresentaremos alguns pontos que, no nosso entender, devem ser considerados, quando da discussão desse problema. Para informações mais detalhadas ver Ploskey (1985).

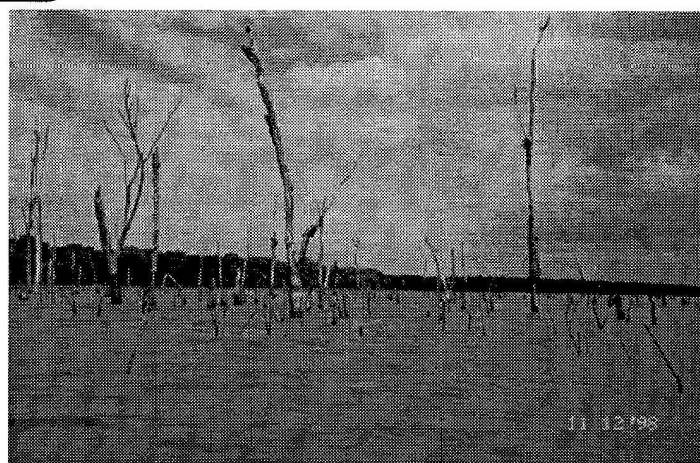
### Generalidades sobre os impactos da vegetação terrestre submersa

#### *Decomposição da vegetação submersa*

A vegetação terrestre total ou parcialmente alagada durante o enchimento irá morrer após um período de tempo variável. As plantas herbáceas sucumbem, geralmente, em poucos dias; as lenhosas, por outro lado, podem requerer até um ano (Whitlow & Harris, 1979), mas, em geral, em menos de seis meses (ver fotos). O tempo envolvido na decomposição da vegetação dependerá de fatores como temperatura, oxigênio dissolvido e distúrbios físicos como a ação de ondas e a exposição a intempéries nos períodos de depleção do reservatório. O processo de decomposição é altamente diferenciado conforme o grupo taxonômico e a natureza da parte vegetal considerados: plantas herbáceas, folhas e serrapilheira, geralmente em menos de um ano (Webster & Simmons, 1978), mesmo em regiões temperadas (Nursall, 1952); troncos lenhosos (árvores e arbustos) podem, por outro lado, levar mais de 100 anos para que sejam decompostos, especialmente se não expostos à atmosfera (Jenkins, 1970).

#### *Efeito sobre as características físicas e químicas da água*

Experimentos demonstram que a vegetação herbácea e o litter são os principais responsáveis pelos picos de nutrientes, depleção de oxigênio e piora na qualidade da água após o represamento (Campbell et al., 1975; Ball et al., 1975). Árvores e arbustos, como visto anteriormente, têm decomposição mais lenta (Crawford & Rosenberg, 1984) e, portanto, um consumo de oxigênio e liberação de nutrientes mais lentos. Os troncos, no entanto, são responsáveis pela liberação de fenóis, que, quando a área de mata alagada é excessiva, podem promover alterações na cor e no gosto da água. O tempo de renovação da água do reservatório tem grande impacto sobre a retenção do material liberado pela vegetação terrestre e afeta o "trophic upsurge" e a qualidade da água. Os problemas mais graves surgem durante o enchimento de grandes reservatórios (longo período de enchimento), visto que tudo o que é liberado pela vegetação permanece no reservatório. Para clima temperado, a duração da influência da vegetação terrestre submersa na qualidade da água e nutrientes usualmente varia de 1 a 10 anos, com pico nos dois ou três primeiros anos de enchimento (Ploskey, 1985). Essa informação não se encontra disponível para reservatórios tropicais ou subtropicais. Espera-se, no entanto, que o processo seja mais intenso e menos duradouro.



Efeito de 16 anos de alagamento sobre troncos e galhos. Reservatório de Itaipu em período de depleção.

### *Efeito sobre as comunidades vegetais e de invertebrados aquáticos*

**Fitoplâncton** - o efeito da inundação da vegetação terrestre sobre o fitoplâncton é indireto, pois a inundação da vegetação terrestre pode influenciar na quantidade de nutrientes (e micronutrientes), luz, e padrões de circulação. Árvores submersas podem reduzir a ação de ondas e circulação horizontal, fornecendo áreas mais lânticas, as quais representam um grande potencial para o desenvolvimento do fitoplâncton.

**Perifíton** (ou algas que se desenvolvem sobre substratos subaquáticos) - também pode ser afetado por nutrientes, microelementos, luz e predação. Porém o substrato duradouro oferecido por árvores submersas permite a colonização e desenvolvimento de comunidades perifíticas. Perifíton em abundância representa uma fonte alimentar para uma série de organismos aquáticos, sendo possível, portanto, maior produtividade secundária (Kimmel et al. 1990).

**Macrófitas aquáticas** - a vegetação alagada não é fator determinante para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas (Ploskey, 1985). Entretanto, pelo fato de reduzirem a ação das ondas e o processo de deposição dos sólidos, os troncos alagados podem atuar favoravelmente sobre o desenvolvimento daquelas submersas. Em relação às macrófitas flutuantes, os "paliteiros" fornecem, além da proteção contra a ação das ondas, um ancoradouro para os bancos dessas plantas.

**Zooplâncton** - é um componente do sistema ecológico fundamental como elo entre os produtores primários e os demais componentes da cadeia alimentar fitoplanctônica, especialmente as formas jovens de peixes. A disponibilidade desses elementos da cadeia está relacionada à disponibilidade de recursos (geralmente bactérias e algas) e à qualidade da água. Esses dois fatores são afetados pela remoção ou não da vegetação terrestre na área alagada.

**Macrobenetos** - os invertebrados bênticos, por outro lado, são elos fundamentais na cadeia alimentar detritívora. Assim, áreas recentemente inundadas com vegetação terrestre herbácea e "litter" são rapidamente colonizadas por espécies oportunistas dessa comunidade (Kimmel et al., 1990), que atuam no seu processamento e compõem a dieta de grande parte das espécies de peixes. A colonização dos troncos pelo perifíton aumenta a disponibilidade de habitat para organismos bentônicos que exploram esse recurso na alimentação. Também, qualquer efeito que a vegetação terrestre ocasionar na qualidade da água ou na produção do fitoplâncton e zooplâncton tem efeitos diretos na comunidade desses organismos. Essas comunidades são, entretanto, mais abundantes nos primeiros anos do represamento e em áreas do reservatórios onde a vegetação alagada foi abundante, porém não excessiva a ponto de levar a condições anóxicas.

### *Efeito sobre as comunidades de peixes e a pesca*

Muitas espécies de peixes utilizam a região de vegetação terrestre inundada como substrato de desova e proteção de ovos e das larvas. Portanto, o sucesso reprodutivo de alguns peixes pode depender da presença dessa vegetação remanescente submersa (Ploskey, 1985). A vegetação inundada pode favorecer a sobrevivência dos ovos por diminuir a ação de ondas, erosão e cargas de sedimento, reduzindo, portanto, a mortalidade por processos físicos. Além disso, a estruturação do ambiente, proporcionada pela vegetação inundada, contribui para a redução da mortalidade de larvas e juvenis pela predação. Peixes presas são massivamente predados



em ambientes desprovidos de abrigo. A vegetação terrestre submersa fornece esse abrigo, equilibrando as relações predador-presa. Também os predadores com estratégias emboscadoras para a captura da presa requerem um ambiente estruturalmente complexo para que obtenham seu alimento. O impacto positivo sobre a densidade dos organismos pertencentes a elos inferiores da cadeia alimentar tem, obviamente, reflexos positivos sobre a disponibilidade de alimentos em geral.

A vegetação terrestre submersa pode criar dificuldades para a pesca, especialmente para o uso de arrastos. Isso, embora ofereça restrições ao pleno uso dos recursos pesqueiros, é positivo sob a perspectiva preservacionista, visto que as áreas alagadas com vegetação arbórea atuam como refúgio das espécies à pesca não-seletiva. Áreas com vegetação arbórea alagada, pelo impacto positivo que têm sobre o sucesso reprodutivo, crescimento, sobrevivência de juvenis e recrutamento de novos indivíduos aos estoques pesqueiros, são, em geral, mais produtivas e as pescarias nelas realizadas têm um rendimento maior.

### Considerações para o Brasil

Problemas com a qualidade da água, decorrentes da inundação da vegetação arbórea têm sido registrados em reservatórios amazônicos, não se constituindo em problemas relevantes naqueles de grande porte localizados nas demais regiões. Esses, geralmente, estão localizados em rio de elevada ordem (grande bacia de drenagem e elevada vazão natural) e declividade. Isso leva nossos reservatórios, apesar de serem enormes, a apresentarem baixo tempo de renovação da água e vazão elevada. Essas características parecem neutralizar os efeitos negativos da não-remoção da vegetação sobre a qualidade da água de reservatórios do Sudeste-Sul do Brasil.

A não-remoção da vegetação, em muito dos nossos reservatórios, tem um impacto negativo sobre a qualidade cênica, a navegação e na operação de algumas modalidades de pesca (arraste, cerco, etc.). Entretanto, não restringe a pesca com redes de espera e espinhéis pela pesca artesanal, e oferece mais vantagens que restrições à pesca amadora ou esportiva. Os "paliteiros" em reservatórios do rio Paraná têm sido associados como um elevado potencial para o desenvolvimento de comunidades perifíticas, e sustentado elevadas quantidades de peixes, principalmente o curimatá *Prochilodus scrofa*, que se alimenta desse recurso (Gomes & Agostinho, 1997). No reservatório de Itaipu, as áreas de pesca mais rentáveis à pesca artesanal localizam-se na margem direita (Paraguai), onde extensas áreas florestadas foram alagadas (Agostinho et al., 1994).

Aparentemente, o maior benefício da não-remoção da vegetação, para os reservatórios brasileiros, é promover uma extensão no "trophic upsurge" (período de elevada produtividade) (Petrere Jr., 1996). A redução nas capturas de algumas espécies tem sido associada ao desaparecimento dos troncos submersos (Agostinho et al., 1994; Gomes & Agostinho, 1997). Kimmel e Groeger (1986) reportam fato similar para reservatórios americanos.

### O que deve ser feito

Aparentemente, o primeiro aspecto a ser considerado é analisar esse problema "a priori". A experiência brasileira tem demonstrado que esse assunto só é discutido quando da formação do reservatório e se algum órgão ambiental ou organização levantar o problema. Dessa maneira, há necessidade de sistematização das ações a serem tomadas em relação à remoção ou não da vegetação.

Na medida do possível, um levantamento das espécies de plantas que habitam a região a ser inundada é necessário. Estimativas de fitomassa com diferentes valores de demanda bioquímica de oxigênio, tempo de renovação da água nos diferentes compartimentos do reservatório a ser formado e modelagem são informações e ferramentas indispensáveis à predição. Uma articulação mais dinâmica com o setor de engenharia e a experimentação parecem imprescindíveis no estado atual do conhecimento sobre o assunto.

A vocação e os usos múltiplos devem ser conhecidos e dimensionados adequadamente. Caso o abastecimento urbano seja prioritário, a remoção da vegetação é fortemente recomendada. Caso outros usuários potenciais estiverem presentes, ou a vegetação arbórea apresentar elevado valor comercial (Paiva, 1988), um zoneamento visando à remoção seletiva deve ser feito. Entretanto,

se a pesca estiver entre os usos pretendidos, a não-remoção deve ser considerada. Em alguns reservatórios africanos, onde o desmatamento seletivo contemplou áreas destinadas à pesca, os pescadores se utilizam das áreas nas quais a vegetação não foi removida (Agostinho et al., 1992). Levantamentos da pesca esportiva realizados no reservatório de Bussy Brake, na Louisiana, revelam que cerca de 90% da pesca ocorrem em áreas de "paliteiro" (Davis & Hughes, 1971).

Finalmente, o trabalho de remoção da vegetação arbórea não se constitui em solução para o problema da qualidade da água, visto que os problemas mais agudos de depleção de oxigênio ocorrem em razão das plantas herbáceas e gramíneas, cuja degradação é rápida após a submersão. Além disso, a prática da remoção constatada no Brasil, envolve, geralmente, apenas a retirada da madeira, deixando na área galhos e folhas, também com decomposição mais rápida.

### Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: Seminário sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro, 1994, Comase/Eletróbrás. Anais... Rio de Janeiro: Comase/Eletróbrás. p. 08-19.
- Agostinho, A.A.; Julio Jr., H.F.; Petrere Jr., M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx, I.G. (Ed.) Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Oxford. Blackwell Scientific Publications, 1994, p.171-184.
- Agostinho, A.A.; Julio Jr., H.F.; Borghetti, J.R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um Estudo de Caso: Reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá-PR, v.14(supl.), p. 89-107. 1992.
- Ball, J.; Wildon, C.; Crocker, B. 1975. Effects of original vegetation on reservoir water quality. Tech.Rep.Texas A&M Water Resource Institute, (64): 120p.
- Boyd, C. E. 1971. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. In G. E. Hall editor. Reservoir fisheries and limnology. Spec. Publ. Am. Fish. Soc., (8):28-35.
- Capbell, P.G. 1975. Pre-impoundment site preparation: a study of the effect of topsoil stripping on reservoir water quality. Verh.Int.Ver.Theor.A.Limnol., 19(3):1768-1777.
- Crawford, P.J. & Rosenberg, D.M. 1984. Breakdown of conifer needle debris in a new northern reservoir, Suthern Indian Lake, Manitoba. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 41(4):649-658.
- Davis, J.T. & Hughes, J.S. 1971. Effects of standing timber on fish populations and fisherman success in Bussy Brake, Louisiana. In: Hall, G.E.(ed.) Reservoir Fisheries and Limnology. Spec.Publ,Am.Fish.Soc., 8: 255-264.
- Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Parana river, Brazil. Fisheries Management and Ecology, Oxford-UK, v. 4(4), p. 263-274, 1997
- Jenkins, R.M. 1970. Reservoir fish management. In: Benson, N.G.(ed.) A century of fisheries in North America. Spec.Publ,Am.Fish.Soc, 7:173-182.
- Kimmel, B. L. & Groeger, A. W. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. In: Hall, G. E. and Van Den Avyle, M. J. Editors. Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind, L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pages 133-193, In K. W. Thornton, B. L. Kimmel, F. E. Payne, editors. Reservoir Limnology: ecological perspectives. Wiley, New York.
- Nursall, J.R. 1952. The early development of a botton fauna in a new power reservoir in the Rocky Mountain of Alberta. Can.J.Zool., 30:387-409.
- Paiva, M. P. 1988. Deforestation of large reservoirs. Reg. Riv.: Res. Manag. 2:57-60.
- Petrere Jr., M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. Lakes and Reservoirs: Research and Management, 2:111-113.
- Ploskey, G. R. 1985. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the USA and Canada. FAO Fish. Tech. Pap., 258. 35p.
- Webster, J.R. & Simmons, G.M. 1978. Leaf breakdown and invertebrate colonization on a reservoir bottom. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 20(3):1587-1596.
- Witlow, T. H.; Harris, R. W. 1979. Flood tolerance in plants: a state of art review. Tech. Rep. U. S. Army Eng. Waterways Exp. Stn., (E-79-2):257 p.