



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

I-036 - RESSUSPENSÃO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO COMO PROCESSO INDUTOR DO MECANISMO DE CARGA INTERNA DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO PACAJUS, CEARÁ-BRASIL

Rogério Herlon Furtado Freire⁽¹⁾

Químico Industrial e Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal do Ceará - UFC; Doutorando em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos – EESC, Universidade de São Paulo – USP.

Adriana Carrhá Leitão

Bióloga e Mestre em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista – UNESP; Doutora em Ciências (Ecologia e Recursos Naturais) pela Universidade Federal de São Carlos – UFSCar; Bolsista DCR/CNPq – Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia – Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN.

Endereço⁽¹⁾: Rua Major José Inácio, nº . 1638, Centro, CEP: 13.560-160, Tel.: (16) 271-7579;

 herlon@sc.usp.br

RESUMO

A disponibilidade de nutrientes essenciais na coluna d'água, especialmente sob as formas solúveis de sais inorgânicos de nitrogênio e fósforo, constitui-se em um dos principais fatores limitantes da produtividade primária fitoplanctônica e, conseqüentemente, do crescimento de sua biomassa sob determinadas condições de intensidade de radiação fotossinteticamente ativa, disponibilidade de fontes de carbono inorgânico, dos padrões de circulação e transparência da coluna d'água, etc. Além dos pulsos de energia aos ecossistemas aquáticos, o aporte de matéria resultante principalmente do lançamento de efluentes domésticos e industriais com alta carga orgânica tem sido apontado como um dos principais fatores indutores do estabelecimento da eutrofização em reservatórios. No entanto, apesar da influência da carga alóctone e até mesmo dos processos de ciclagem de nutrientes na coluna d'água serem bem conhecidos, sendo inclusive incorporados a modelos matemáticos de predição de biomassa, pouca importância foi dada até o momento para a contribuição do processo de carga interna de fósforo como fonte autóctone e sua relação com o crescimento da biomassa algal em reservatórios do semi-árido brasileiro. Neste sentido, o objetivo precípuo do trabalho relatado foi investigar a ocorrência de carga interna de fósforo no açude Pacajus - CE, seus fatores condicionantes e a resposta da comunidade fitoplanctônica, em termos de aumento de biomassa. Os resultados obtidos evidenciaram a importância da intensidade dos ventos no processo de mistura turbulenta da coluna d'água e conseqüente ressuspensão dos sedimentos e carga interna de fósforo observados em agosto/1999. A pequena profundidade média do reservatório, especialmente durante o período seco, aliada à suavidade do relevo da área de entorno foram apontadas como características favoráveis à ação dos fortes ventos típicos do segundo semestre do ano. No entanto, apesar da hipótese de ocorrência de carga interna de fósforo ser fortalecida, não foi observado aumento da biomassa fitoplanctônica no mesmo período nas águas do açude Pacajus.

PALAVRAS-CHAVE: reservatório do semi-árido, ressuspensão dos sedimentos, carga interna de fósforo, biomassa algal, eutrofização.

INTRODUÇÃO

O mecanismo de carga interna de fósforo e seus fatores determinantes já foram exaustivamente estudados em lagos e reservatórios de regiões temperadas (Redshaw *et al.*, 1990; Martinova, 1993; Cristofor *et al.*, 1994; Knuuttila *et al.*, 1994; Ignatieva, 1996; Ramm & Scheps, 1997; Ulrich, 1997; Pettersson, 1998). No Brasil, apesar de inúmeros

trabalhos científicos investigarem o papel do fósforo como principal nutriente limitante da produtividade primária fitoplancônica e crescimento de sua biomassa através de experimentos de enriquecimento "*in situ*" ou "*in situ*" simulado, especialmente na região sudeste do país, poucos são os trabalhos que abordam o mecanismo de carga interna de fósforo como potencial indutor do processo de eutrofização de reservatórios.

A "injeção" de fósforo a partir dos sedimentos de fundo constitui-se numa importante fonte interna deste nutriente em reservatórios rasos e abertos à ação dos ventos, especialmente naqueles onde a composição dos sedimentos é predominantemente orgânica. Este importante componente do "pool" de fósforo em ecossistemas lênticos pode ser um fator crítico no processo de recuperação de reservatórios eutrofizados, até mesmo após redução de cargas alóctones.

Bioturbação pelo bentos, mudanças nas condições físicas e químicas na interface água-sedimentos, turbulência da coluna d'água induzida pela ocorrência de fortes ventos, afluência de tributários com vazão significativa, principalmente nas regiões rasas de desembocadura, e operações de retirada de água em profundidade podem ser citados como processos condicionantes da ocorrência de carga interna de nutrientes em reservatórios. A magnitude deste processo e os impactos resultantes sobre a qualidade da água armazenada em reservatórios do Estado do Ceará pode ser determinada também pelas características morfométricas peculiares, onde predominam corpos d'água com pequena profundidade média, e pela suavidade da área de entorno da maior parte deles, oferecendo condições favoráveis a ressuspensão dos sedimentos de fundo pela ação dos ventos.

Além disso, o conhecimento de como a ocorrência de carga interna de fósforo pode contribuir para o aumento da biomassa algal em reservatórios do semi-árido brasileiro pode constituir-se em importante ferramenta de gestão da qualidade da água armazenada, gerando subsídios inclusive para a avaliação da recuperação de ecossistemas eutrofizados após redução das cargas externas.

AÇUDE PACAJUS

A concepção do projeto e posterior construção do açude Pacajus, em 1960, teve como principal objetivo o reforço do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza (SAABRMF; Figura 1), que posteriormente teria sua capacidade aumentada pela construção do Canal do Trabalhador, obra de transferência hídrica com extensão de 100 Km que viabilizou a transposição das águas da bacia do Rio Jaguaribe, uma das mais representativas do Estado do Ceará.

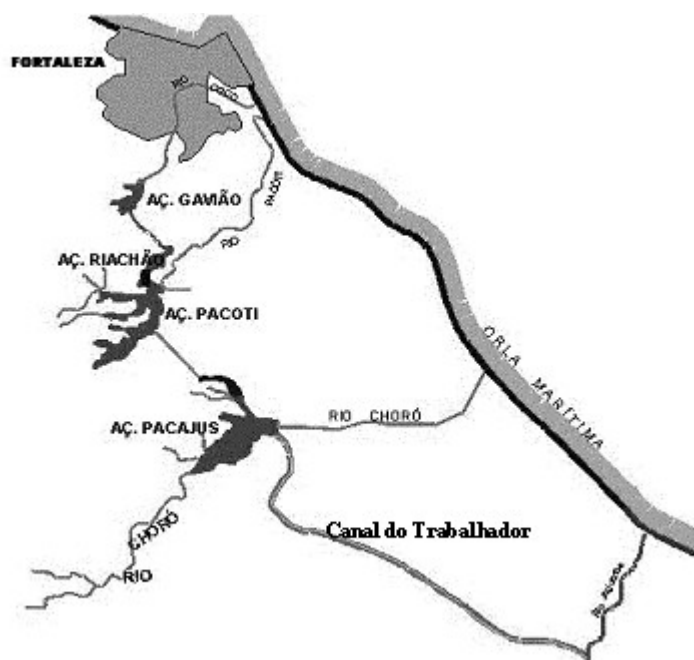


Figura 1: Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza – SAABRMF. Fonte: COGERH, não publicado.

O reservatório possui capacidade para armazenar 240 hm³ e regularizar uma vazão de 2,1 m³/s com 90% de garantia. Durante o primeiro semestre do ano o aporte é resultante principalmente das chuvas sobre a sua bacia hidrográfica e posterior escoamento através dos seus principais canais de drenagem, onde se destaca o rio Choro, ecossistema lótico

barrado para a construção do reservatório. O Canal do Trabalhador também contribui com parcela significativa do aporte durante o primeiro semestre, sendo responsável pela quase totalidade da vazão afluyente no segundo semestre do ano, quando os deflúvios tornam-se insignificantes. A bacia do Rio Choró constitui-se em uma das mais representativas, sob o ponto de vista hidrológico, do conjunto denominado de Bacias Metropolitanas, composto por 14 bacias independentes.

Como na maior parte dos ecossistemas lóticos do Estado do Ceará, fica evidente a degradação a que o Rio Choró é submetido ao longo de toda a sua extensão, onde a precariedade ou total ausência de sistemas de coleta, tratamento e disposição de resíduos líquidos e sólidos gerados pelas populações ribeirinhas e suas atividades sócio-econômicas resulta no lançamento direto de grande carga orgânica poluidora. Os impactos gerados pela degradação do rio Choró sobre a qualidade da água armazenada no açude Pacajus torna-se evidente até mesmo sob o aspecto visual, onde no trecho correspondente à cabeceira do reservatório estende-se um banco de macrófitas aquáticas por dezenas de metros, constituindo-se em potencial estoque de nutrientes. Após esta região, em direção à região intermediária do reservatório, a cor fortemente esverdeada da água sugere a ocorrência de alta densidade algal durante praticamente todo o ano (Figura 2).



Figura 2: Aspecto fortemente esverdeado da água do açude Pacajus logo após o estande de macrófitas aquáticas na região fluvial do reservatório.

Apesar de não haver estudos relativos à caracterização dos sedimentos de fundo do açude Pacajus, a significativa biomassa de organismos produtores primários existente e seu posterior decaimento devem contribuir para o alto teor de matéria orgânica e macronutrientes nos mesmos. Portanto, a importância deste compartimento para a eutrofização do reservatório pode ser significativa, mesmo que os programas estaduais de gerenciamento de recursos hídricos adotem medidas estruturais e não estruturais para a minimização das cargas externas.

MATERIAIS E MÉTODOS

As medidas "*in situ*" e coleta de amostras no açude Pacajus foram realizadas em dois períodos do ano, caracterizando as estações seca e chuvosa. Ao todo foram realizadas seis campanhas de amostragem: dezembro/1998, fevereiro, abril, junho, agosto e novembro/1999. Fevereiro e abril/1999 caracterizam-se como meses inseridos na estação chuvosa, enquanto que os meses do segundo semestre do ano são tipicamente secos, com junho e agosto/1999 apresentando ventos intensos típicos. Dezembro/1998 e novembro/1999 podem ser considerados representativos do final da estação seca. Os dados climatológicos de temperatura do ar, velocidade e direção dos ventos, nebulosidade e precipitação foram obtidos junto à Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME e Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. Os volumes armazenados no açude Pacajus durante o período de estudo foram cedidos pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará – COGERH. O estudo dos processos de mistura ao longo dos eixos longitudinais e dos compartimentos verticais do açude Pacajus foi viabilizado através da realização de medidas "*in situ*" das variáveis limnológicas temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido e pH. Na ocasião das medidas utilizou-se uma sonda multiparâmetros, HORIBA U-10, previamente calibrada para cada variável investigada. As medições "*in situ*" ao longo dos respectivos perfis verticais seguiram intervalos regulares da coluna d'água, da subsuperfície às proximidades dos sedimentos de fundo. Ao todo, foram amostrados quatro pontos distribuídos ao longo do eixo longitudinal rio Choró-barragem (Figura 3).

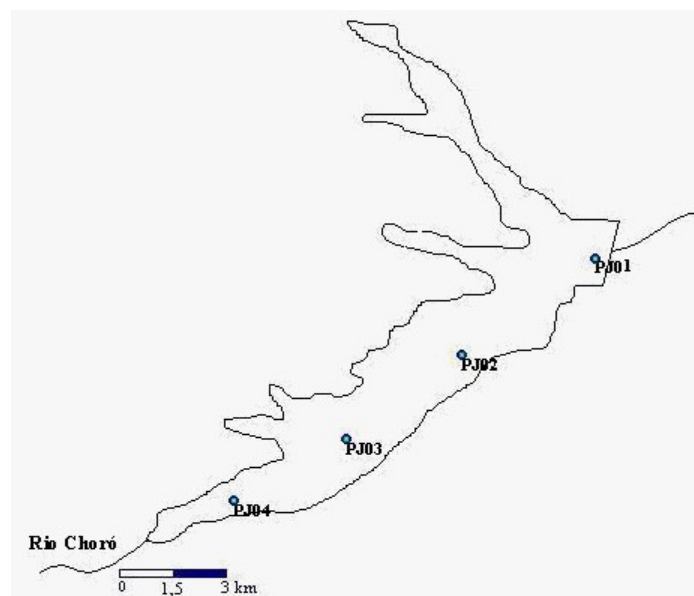


Figura 3: Distribuição das estações de amostragem ao longo do eixo rio Choró-barragem.

As amostras para análise de macronutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio amoniacal, $\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$; íons nitrato, NO_3^- -N; íons nitrito, NO_2^- -N e fósforo inorgânico dissolvido, PID) e fósforo total (PT) foram coletadas com amostrador de descida horizontal do tipo garrafa de Van Dorn em profundidades correspondentes à superfície, meio e fundo da coluna d'água, sendo acondicionadas a 4° C em frascos plásticos descontaminados com solução de HCl 10%. As amostras foram imediatamente filtradas quando da chegada ao laboratório em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C pré-calcinados a 500° C e acondicionadas a -20° C até a ocasião das determinações analíticas. As amostras para determinação da concentração de clorofila *a* foram coletadas na subsuperfície da coluna d'água e preservadas com adição de suspensão de MgCO_3 1%. Em laboratório as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C e submetidas ao procedimento de extração a frio com acetona 90%. Todas as determinações analíticas seguiram APHA (1992). A transparência da coluna d'água foi estimada com disco de Secchi e o coeficiente de extinção do contraste vertical, *K*, foi calculado de acordo com Kirk (1986).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fevereiro/1999 apresentou a maior média mensal de fósforo total (PT) durante o período de estudo: 43,00 μmolPO_4^{3-} - P/L, seguido de dezembro/1998: 17,59 μmolPO_4^{3-} - P/L e agosto/1999: 15,13 μmolPO_4^{3-} - P/L (Tabela 1). As concentrações de fósforo inorgânico dissolvido (PID) foram normalmente baixas ou não detectadas pelo método analítico utilizado para sua quantificação. Dezembro/1998 apresentou concentrações não detectáveis de PID nos pontos PJ01 e PJ04, localizados nas proximidades da barragem e cabeceira do reservatório, respectivamente. Nestes locais de amostragem foram registrados, no mesmo período, elevadas concentrações de pigmento clorofila *a*: 56,91 $\mu\text{g/L}$ (PJ01) e 256,32 $\mu\text{g/L}$ (PJ04) (Tabela 2).

Tabela 1: Concentrações de PID (μmolPO_4^{3-} - P/L) e PT (μmolPO_4^{3-} - P/L) nas águas do açude Pacajus durante o período de estudo.

		dez.1998		fev.1999		abr.1999		jun.1999		ago.1999		nov.1999	
Ponto/Profundidade		PID	PT	PID	PT	PID	PT	PID	PT	PID	PT	PID	PT
PJ01	S	ND	14,96	0,18	5,97	0,41	1,19	0,30	2,90	0,57	2,73	0,30	9,87
	M	ND	22,27	0,52	69,28	0,47	1,93	0,36	3,37	0,52	71,88	0,25	2,15
	F	ND	5,60	0,47	10,02	—	—	0,25	2,79	0,73	8,19	0,52	3,72
PJ02	S	2,25	14,83	0,62	77,82	0,95	3,91	0,36	2,90	0,41	18,58	0,25	1,45
	M	0,19	4,68	0,42	88,96	0,89	2,09	0,52	27,06	0,57	5,68	0,36	1,51
	F	1,12	39,74	0,62	1,82	0,63	6,46	0,41	8,77	0,57	3,71	0,47	4,82
PJ03	S	0,69	2,97	0,52	78,90	1,32	4,82	0,47	3,48	1,32	6,50	0,30	1,51
	F	0,43	25,77	0,23	20,23	1,53	24,94	0,47	13,53	0,95	14,86	0,04	1,68
PJ04	S	ND	27,55	3,01	34,01	0,79	3,91	0,52	3,72	1,11	4,06	0,73	10,05
Mínima		0,19	2,97	0,18	1,82	0,41	1,19	0,25	2,79	0,41	2,73	0,04	1,45
Média		0,94	17,59	0,73	43,00	0,87	6,16	0,41	7,61	0,75	15,13	0,36	4,08
Máxima		2,25	39,74	3,01	88,96	1,53	24,94	0,52	27,06	1,32	71,88	0,73	10,05

Tabela 2: Concentrações de Clorofila *a* (μ g/L) correspondentes à subsuperfície da coluna d'água do açude Pacajus.

Ponto	dez.1998	fev.1999	abr.1999	jun.1999	ago.1999	nov.1999
PJ01	56,91	26,70	18,85	13,63	21,12	20,74
PJ02	38,05	31,28	41,01	21,44	11,15	8,83
PJ03	25,10	18,69	29,28	29,54	18,39	13,63
PJ04	256,32	40,05	20,67	8,83	20,98	46,82
Mínima	25,10	18,69	18,85	8,83	11,15	8,83
Media	94,10	29,18	27,45	18,36	17,91	22,51
Máxima	256,32	40,05	41,01	29,54	21,12	46,82

A maior concentração média de PT registrada em fevereiro/1999 deveu-se à contribuição das águas de escoamento superficial sobre a bacia hidrográfica do reservatório. Lixiviação da cobertura rochosa, lavagem do solo e a contribuição das águas afluentes do rio Choró, ecossistema lótico barrado para a construção do açude, podem ser apontados como os principais contribuintes para o aumento da carga de fósforo ao reservatório nesta época do ano. Durante o período chuvoso as formas de fósforo afluentes devem constituir-se de frações inorgânicas e orgânicas, solúveis e pouco solúveis, nos mais estados de agregação. A contribuição da carga orgânica poluidora lançada diretamente sobre o leito do rio Choró deve constituir-se na fração majoritária do fósforo afluente ao açude Pacajus nesta época do ano. Os dados de precipitação pluviométrica confirmam o início do aporte ao açude Pacajus em fevereiro/1999 (Figura 4). Apesar da maior média de precipitação registrada em abril/1999 observou-se queda significativa na concentração de PT em relação a fevereiro/1999. Esse resultado pode ter sido decorrente do efeito predominante de diluição nesta época do ano, após um período inicial de lixiviação e lavagem do solo da bacia hidrográfica do reservatório.

A contribuição das águas afluentes do rio Choró para o aumento da carga de fósforo ao açude Pacajus durante a estação chuvosa foi evidenciada pelas significativas concentrações de PID e PT registradas em fevereiro e abril/1999 nas regiões fluvial e intermediária do reservatório, correspondentes aos pontos PJ04 e PJ03, respectivamente.

A elevada concentração de PT ao longo de todo o perfil vertical do ponto PJ03 ($Z_{\text{máx}}$: 2,0 m) nestes meses suscitou a hipótese da ressuspensão dos sedimentos de fundo pelas águas afluentes do rio Choró, com maior vazão nesta época do ano. Desta forma, a carga de fósforo ao reservatório seria um somatório das contribuições alóctones e autóctones.

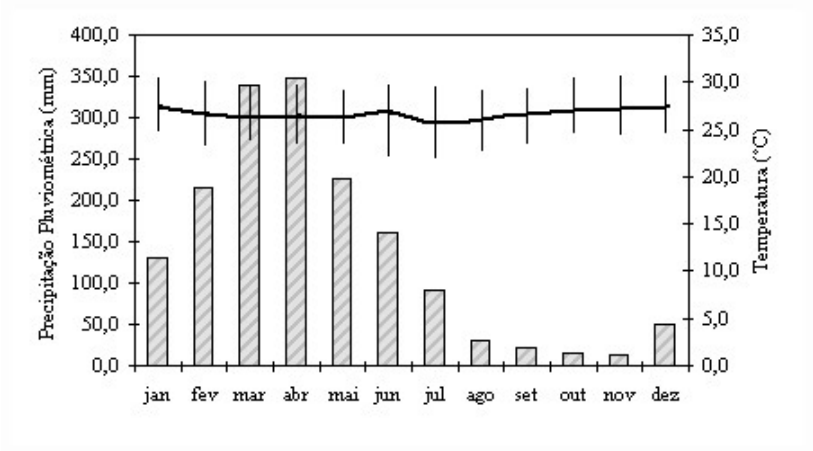


Figura 4: Variação da Temperatura do ar e Precipitação Pluviométrica em 1999.

A disposição das isolinhas de turbidez em abril/1999 ratificou a entrada das águas do ecossistema lótico barrado pelas camadas inferiores da coluna d'água na região fluvial do açude Pacajus (Figura 5). A maior densidade das águas afluentes deveu-se à elevada concentração de material em suspensão, já que valores tão altos de turbidez quanto 115 (PJ03) e 116 UNT (PJ04) foram observados. A contribuição dos sais dissolvidos para a maior densidade das águas do rio Choró neste período, apesar de não poder ser negligenciada, pareceu exercer um efeito menos representativo já que a disposição das isolinhas de condutividade elétrica neste mês (predominantemente horizontalizada) não revelou estratificação salina significativa (Figura 6).

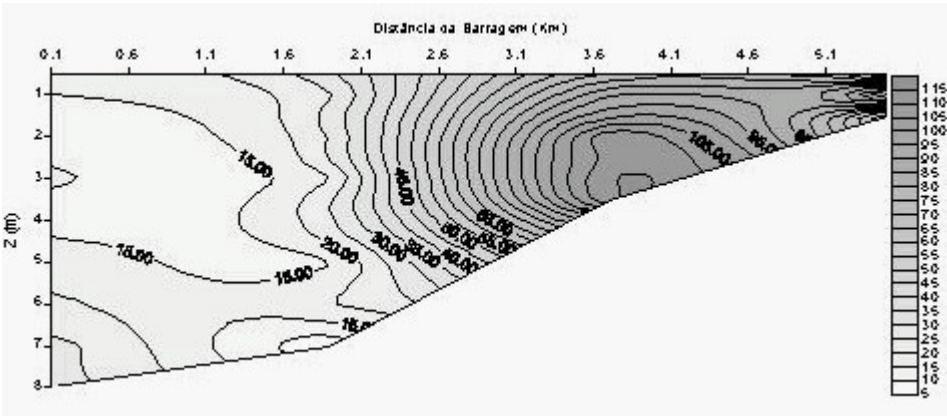


Figura 5: Distribuição dos valores de turbidez (UNT) ao longo do eixo longitudinal rio Choró-barragem. Abril/1999.

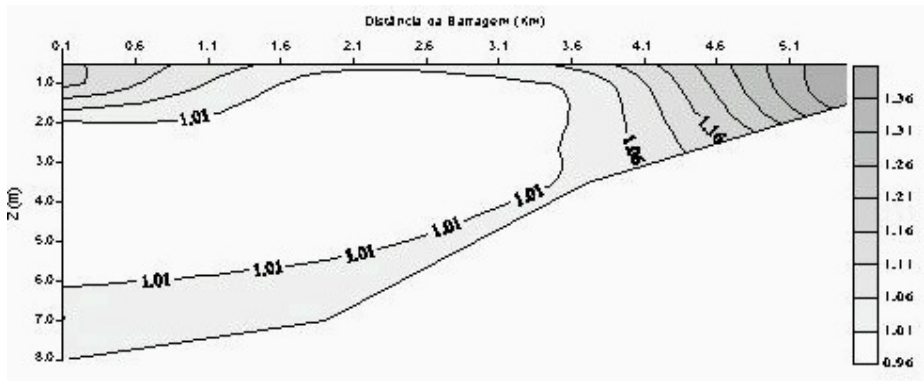


Figura 6: Isopletas de condutividade elétrica (μ S/cm) ao longo do eixo longitudinal rio Choró-barragem. Abril/1999.

Agosto/1999 registrou médias de PID e PT (0,75 e 15,13 μ molPO₄³⁻ - P/L, respectivamente) superiores a junho/1999 (PID: 0,41 μ molPO₄³⁻ - P/L; PT: 7,61 μ molPO₄³⁻ - P/L). Neste mesmo período do ano foram registrados perfis térmicos típicos de ambientes bem misturados, com isoterma ao longo de todo o reservatório, inclusive nas proximidades da barragem onde a profundidade máxima, Z_{máx}, chega a 10,5 m (Figura 7).

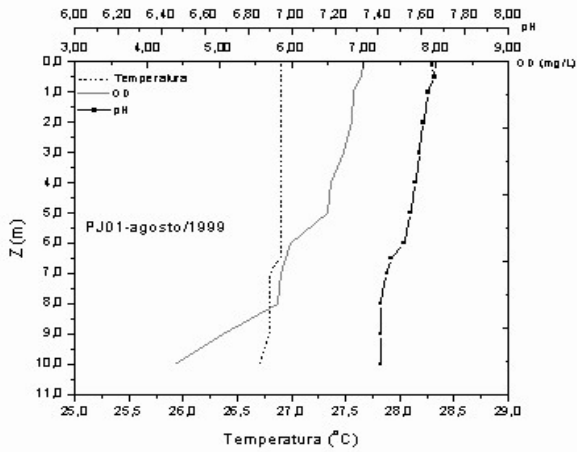


Figura 7: Perfil vertical de temperatura, oxigênio dissolvido e pH no ponto PJ01. Agosto/1999.

De fato, nesta época do ano os pequenos gradientes térmicos verticais observados, mesmo na região mais profunda do reservatório, não foram suficientes para provocar a compartimentalização da coluna d’água em estratos diferenciados. Esta condição de instabilidade vertical do sistema foi favorecida pela ocorrência de fortes ventos típicos desta época do ano. Agosto/1999 registrou a maior média mensal: 5,1m/s, seguido de junho e novembro/1999: 4,6 m/s (Figura 8).

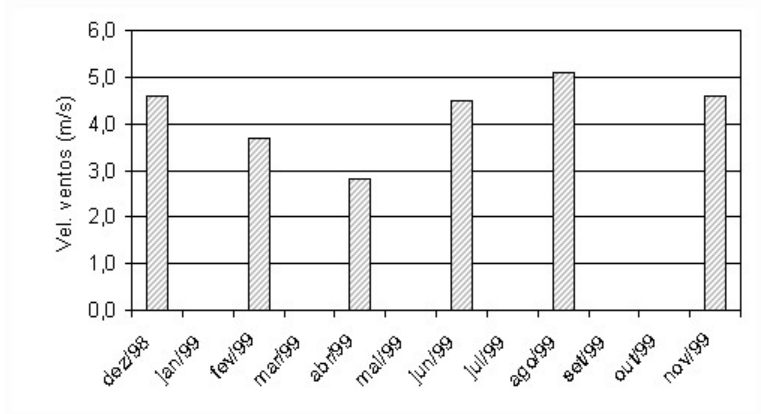


Figura 8: Velocidade média mensal do vento no açude Pacajus durante o período de estudo.

A ação de ventos mais intensos resulta na turbulência provocada pela mistura completa das massas d'água contra uma resistência térmica relativa (RTR) que atua no sentido de manter a estabilidade vertical do sistema. Reservatórios rasos e abertos à ação dos ventos "sentem" com mais intensidade os efeitos das ondas internas formadas quando da ocorrência do processo de mistura turbulenta. Em junho/1999 ficou evidente a contribuição do vento como agente físico indutor da mistura completa da coluna d'água em todo o reservatório em razão das concentrações de oxigênio dissolvido registradas serem típicas de supersaturação ou saturação nos perfis verticais amostrados. Alguns pontos apresentaram-se supersaturados em oxigênio além da extensão da zona eufótica, Z_{eu} (Tabela 3).

Tabela 3: Concentrações e % de saturação em oxigênio dissolvido (OD) ao longo dos perfis verticais amostrados. Junho/1999.

Ponto	Z (m)	OD (mgO ₂ /L)	T (°C)	OD _{sat} (mgO ₂ /L)	%sat OD
PJ01	1	12,53	28,4	7,78	160,98
	2	10,76	28,3	7,80	138,00
	3	9,84	28,2	7,81	125,97
	4	9,52	28,1	7,82	121,66
	5	7,7	28,1	7,82	98,40
	6	8,46	28	7,84	107,93
	7	9,01	28	7,84	114,94
	8	9,33	28	7,84	119,02
PJ02	1	10,76	28,7	7,74	138,98
	2	10,69	28,7	7,74	138,07
	3	10,09	28,6	7,76	130,09
	4	8,31	28,4	7,78	106,76
	5	2,36	28,3	7,80	30,27
	6	1,21	28,2	7,81	15,49
	7	1,51	28,1	7,82	19,30
	8	1,67	28,1	7,82	21,34
	9	1,39	28	7,84	17,73
PJ03	1	11,2	28,9	7,72	145,17
	2	7,43	28,6	7,76	95,80
PJ04	1	9,15	29,4	7,65	119,65
	2	5,29	28,5	7,77	68,08

O aumento nas concentrações médias de PID e PT em relação a junho/1999 suscitou a hipótese de ocorrência de carga interna de fósforo em agosto/1999. A distribuição longitudinal e vertical dos valores de turbidez nas águas do reservatório neste mês, como ratificado pela disposição das isolinhas, revelou a ressuspensão dos sedimentos de fundo do reservatório. A hipótese de carga externa de fósforo durante este período foi descartada em razão das vazões nulas correspondentes aos afluentes principais, especialmente do seu principal coletor de drenagem – o rio Choró. Durante o segundo semestre do ano, o aporte deve-se, exclusivamente, à transposição das águas através do Canal do Trabalhador, o qual desemboca na região lacustre do açude. A Figura 9 evidencia os elevados valores de turbidez nas águas do reservatório nas regiões fluvial e intermediária ao longo dos respectivos perfis verticais amostrados em agosto/1999.

Os valores médios de turbidez em agosto/1999 nos pontos PJ03 e PJ04 foram, respectivamente: 66 e 100 UNT. Apesar do efeito de mistura turbulenta ter provocado a "injeção" de grande quantidade de material em suspensão em toda a coluna d'água destes pontos, em função também de suas menores profundidades, a ressuspensão dos sedimentos de fundo também foi observado na região lacustre do reservatório. No ponto PJ01, localizado nas proximidades da barragem ($Z_{méd}$: 10,0 m), o perfil de turbidez evidenciou aumento dos valores em direção ao fundo (Figura 10).

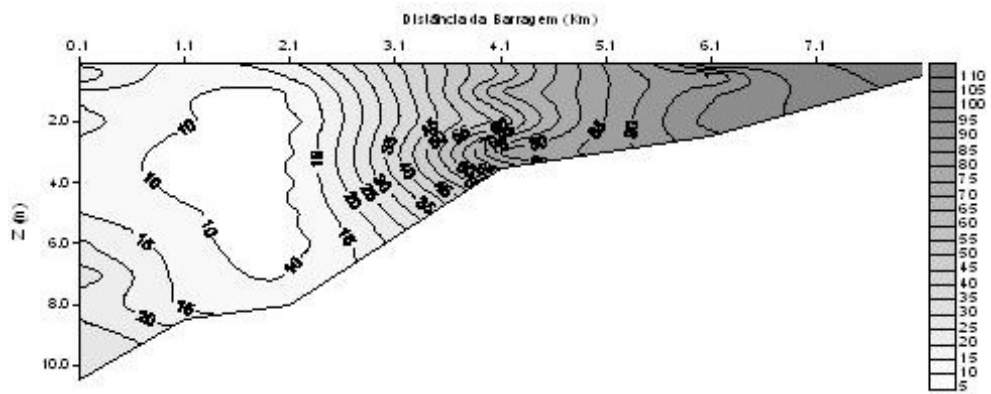


Figura 9: Distribuição dos valores de turbidez (UNT) ao longo do eixo longitudinal rio Choró-barragem. Agosto/1999.

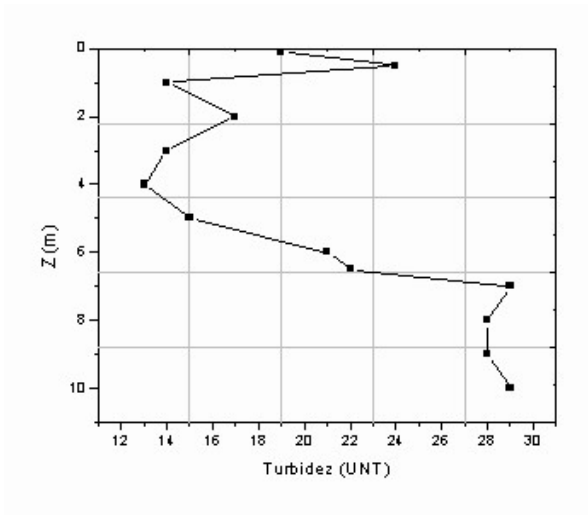


Figura 10: Perfil vertical de turbidez referente ao ponto PJ01. Agosto/1999.

A ressuspensão dos sedimentos de fundo do reservatório em agosto/1999 deu origem a uma estratificação salina significativa na região fluvial, resultando em um gradiente de condutividade elétrica de 0,398 mS $\text{cm}^{-1}\text{m}^{-1}$. A disposição das isolinhas de condutividade elétrica nesta região do reservatório confirmou a ocorrência deste fenômeno (Figura 11).

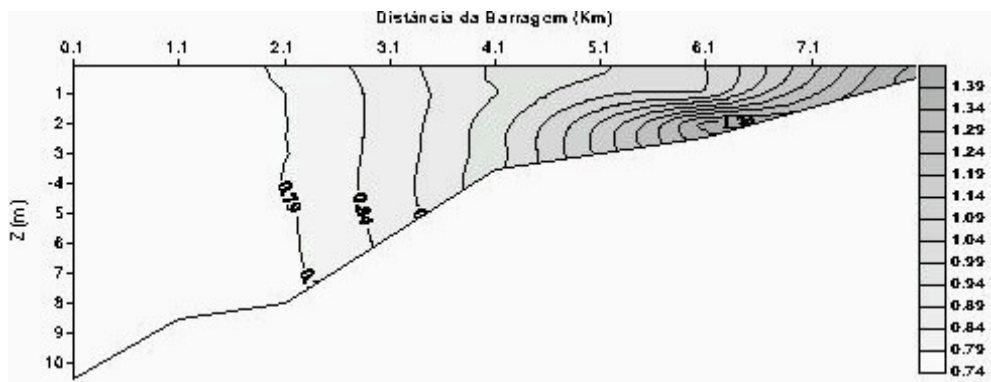


Figura 11: Distribuição longitudinal de condutividade elétrica (μ S/cm) ao longo do eixo rio Choró-barragem. Agosto/1999.

Em resposta a ressuspensão dos sedimentos observou-se um incremento nas concentrações de nitrogênio amoniacal, $\text{NH}_3+\text{NH}_4^+-\text{N}$, em junho/1999 relativamente a abril/1999, resultando numa média mensal de 20,88 $\text{mmolNH}_3+\text{NH}_4^+-\text{N/L}$ (Tabela 4). Em junho/1999 foram registradas concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal ao longo de toda a coluna d'água dos perfis verticais amostrados. Ao contrário, agosto/1999 apresentou uma tendência de incremento em direção aos sedimentos de fundo, demonstrando claramente a influência da contribuição deste compartimento para o enriquecimento da coluna d'água durante períodos de circulação completa.

Tabela 4: Concentrações médias relativas às formas de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, NID.

	$\text{NH}_3+\text{NH}_4^+-\text{N}$ (mmol/L)				NO_2^--N (mmol/L)				NO_3^--N (mmol/L)			
Mês/ano	PJ01	PJ02	PJ03	PJ04	PJ01	PJ02	PJ03	PJ04	PJ01	PJ02	PJ03	PJ04
dez.1998	7,11	25,21	5,58	5,76	ND	0,09	0,11	ND	1,42	1,15	1,43	0,39
fev.1999	-	-	-	-	0,16	0,37	0,40	0,39	3,86	5,75	3,46	2,75
abr.1999	11,37	13,41	15,27	*	ND	0,01	ND	ND	2,38	2,16	2,38	2,56
jun.1999	18,25	23,45	31,50	10,33	0,16	0,35	0,15	0,07	0,15	0,24	0,01	0,20
ago.1999	7,85	18,00	9,58	5,87	0,85	2,64	0,43	0,61	0,16	0,24	0,01	0,20
nov.1999	26,67	34,38	32,32	87,09	0,23	0,29	0,34	0,16	2,11	6,62	6,04	0,85

O nitrogênio amoniacal é o produto primário da remineralização da matéria orgânica nitrogenada por microrganismos heterotróficos em ecossistemas aquáticos, tendendo a sofrer acúmulo no hipolímnio ou nas camadas reduzidas dos sedimentos de fundo. No epilímnio o nitrogênio amoniacal, especialmente sob a forma de íon amônio, NH_4^+ , é assimilado pelo fitoplâncton. Em ecossistemas aquáticos tropicais, apesar da elevada produtividade primária fitoplanctônica contribuir para as baixas concentrações deste macronutriente no epilímnio, as altas temperaturas da água normalmente registradas induzem o processo de circulação em "curto-circuito", onde a associação alga-bactéria é responsável pela ciclagem de nutrientes neste compartimento da coluna d'água. Outro importante processo mantenedor da disponibilidade de nitrogênio amoniacal para os produtores primários é a excreção pelo zooplâncton.

O incremento nas concentrações médias de PID e PT ocorrido em agosto/1999 deveu-se ao aporte interno a partir dos sedimentos de fundo, pois nessa época do ano as contribuições alóctones são insignificantes ou até mesmo nulas, como normalmente ocorre no segundo semestre do ano. A distribuição das concentrações de PID ao longo do perfil vertical correspondente ao ponto PJ01, localizado nas proximidades da barragem do reservatório, evidenciou a contribuição dos sedimentos para o "pool" de fósforo na coluna d'água em agosto/1999 (Figura 12).

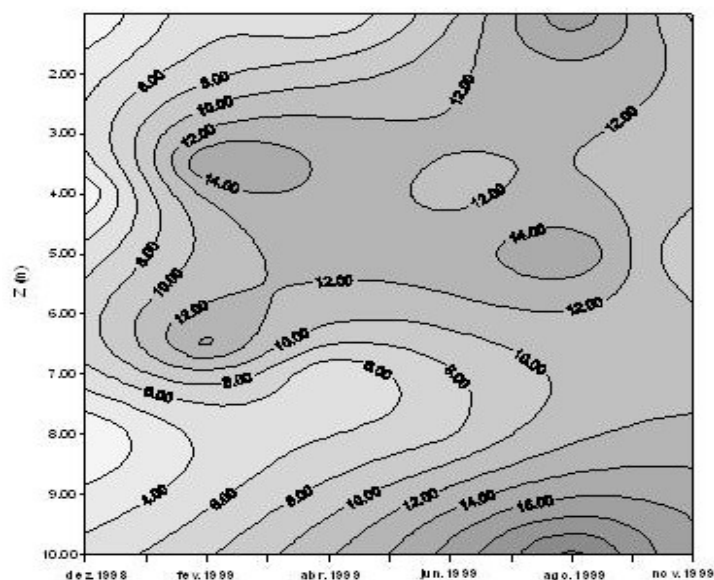


Figura 12: PID ($\mu\text{gPO}_4^{3-} - \text{P/L}$) ao longo do perfil vertical correspondente ao PJ01.

Em relação a junho/1999, agosto/1999 apresentou uma redução nas concentrações de oxigênio dissolvido, resultando numa média de $5,58 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Este mês também apresentou gradientes térmicos insignificantes, indicando instabilidade da coluna d'água. Apesar de junho/1999 apresentar a mesma característica, as condições de supersaturação e saturação em todo o reservatório neste período provavelmente contribuíram para a imobilização do fósforo junto aos sedimentos na forma de ferro-complexos ou adsorvido à matriz orgânica do sedimento. As condições menos oxigenadas da coluna d'água em agosto/1999 devem ter contribuído para a dessorção e disponibilização do fósforo (Figura 13).

A carga interna de fósforo no açude Pacajus foi favorecida pelas altas temperaturas da coluna d'água, além dos elevados valores de pH e diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido em relação a junho/1999. Redshaw *et al.* (1999) concluíram que a associação destas condições foi responsável pela liberação de fósforo dos sedimentos do reservatório Ardleigh, Reino Unido. A competição dos íons hidroxila, OH^- , e do fósforo inorgânico dissolvido, PID, por sítios ativos de adsorção resultam numa maior liberação deste último para a coluna d'água, já que os íons OH^- , em razão do seu menor tamanho, levam vantagem durante este processo.

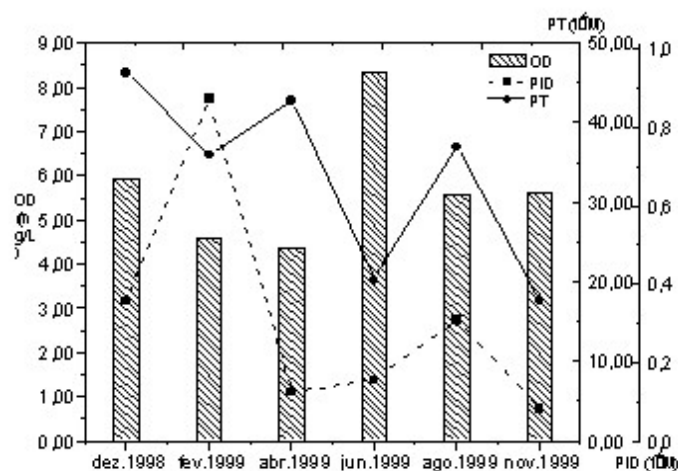


Figura 13: Concentrações médias mensais de fósforo inorgânico dissolvido (PID; $\mu\text{MPO}_4^{3-} - \text{P}$), fósforo total (PT; $\mu\text{M P}$) e oxigênio dissolvido nas águas do açude Pacajus.

Concomitantemente a ressuspensão dos sedimentos de fundo e carga interna de fósforo ocorrida em agosto/1999, foi observada redução na transparência da coluna d'água através de medidas com disco de Secchi. A Tabela 5 mostra a redução na extensão da zona eufótica, Zeu, e o incremento nos valores do coeficiente de extinção do contraste vertical, K , ocorrida em agosto/1999 resultante da "injeção" de material em suspensão na coluna d'água a partir dos sedimentos.

Tabela 5: Extensão da zona eufótica, Z_{eu} (m), e coeficientes de atenuação do contraste vertical, K (m^{-1}), correspondentes aos perfis verticais amostrados.

	dez.1998		fev.1999		abr.1999		jun.1999		ago. 1999		nov.1999	
Ponto	Z_{eu}	K	Z_{eu}	K	Z_{eu}	K	Z_{eu}	K	Z_{eu}	K	Z_{eu}	K
PJ01	2,3	12,0	2,9	9,5	2,9	9,5	3,2	8,6	2,9	9,5	2,3	12,0
PJ02	2,6	10,6	4,7	5,8	2,6	10,6	2,6	10,6	3,8	7,2	3,5	7,8
PJ03	1,7	16,4	1,4	20,0	1,1	25,7	1,7	16,4	1,4	20,0	2,6	10,6
PJ04	0,2	128,6	0,3	100,0	1,4	20,0	2,6	10,6	0,8	36,0	1,1	25,7

No entanto, apesar de ter ocorrido um processo de fertilização interna de nutrientes, especialmente de fósforo, nesta época do ano, não houve incremento da biomassa fitoplancônica em relação a junho/1999. Agosto/1999 apresentou concentração média de clorofila *a* de 17,91 μ g/L, enquanto junho/1999 registrou média de 18,36 μ g/L, inferiores, portanto, aos meses inseridos no período chuvoso (fev./1999: 29,18 μ g/L; abril/1999: 27,45 μ g/L). Além da interferência negativa do material em suspensão sobre o clima da radiação fotossinteticamente ativa subaquática, a redução dos valores da razão $Z_{eu}:Z_{mix}$ (Zona Eufótica / Zona de Mistura) podem ser apontados como fatores determinantes para a redução do crescimento da biomassa algal durante os períodos de instabilidade da coluna d'água. Como junho/1999 e agosto/1999 apresentaram gradientes térmicos insignificantes, com alguns pontos apresentando isotermia ao longo do perfil vertical, considerou-se que a zona de mistura, Z_{mix} , correspondeu à profundidade máxima, $Z_{máx}$ ($Z_{mix} = Z_{máx}$). Esta condição determinou um menor rendimento fotossintético, já que as células do fitoplâncton ficaram expostas a gradientes de luz variáveis quando da ocorrência de mistura turbulenta, não dispondo de tempo suficiente para ajustar o seu sistema fisiológico aos diferentes níveis de luz recebidos em intervalos de tempo muito pequenos (Reynolds, 1984; Calijuri, 1988; Chorus e Bartram, 1999; Calijuri & Dos Santos, 2001).

CONCLUSÕES

Além da contribuição alóctone durante o período chuvoso, quando o aporte proveniente das águas de escoamento superficial sobre a bacia hidrográfica do açude Pacajus é responsável pelo incremento nas concentrações de macronutrientes essenciais, material em suspensão e matéria orgânica nas águas do reservatório, especialmente nas regiões fluvial e intermediária, a carga interna de fósforo decorrente da ressuspensão dos sedimentos de fundo pode ser apontada como importante fonte deste macronutriente para o reservatório durante períodos de circulação completa dos compartimentos verticais.

A maior turbulência observada em junho e agosto/1999 resultou na instabilidade do sistema, com ocorrência de mistura completa em todos os perfis amostrados. A "injeção" de fósforo a partir dos sedimentos foi caracterizada mesmo no ponto mais profundo do reservatório, localizado nas proximidades da barragem, ratificando a importância do vento como agente físico externo chave na ciclagem interna de fósforo quando da ausência de contribuição alóctone. A pequena profundidade média do açude Pacajus e a suavidade do relevo da área de entorno foram fatores favorecedores do processo de circulação da coluna d'água.

O aumento da turbidez resultante do material em suspensão proveniente dos sedimentos de fundo atuou como fator interferente à disponibilidade da radiação fotossinteticamente ativa, tornando-a fator limitante para o crescimento da biomassa algal, apesar da "fertilização" interna das águas do reservatório ocorrida em junho e agosto/1999. A diminuição da razão $Z_{eu}:Z_{mix}$ também pareceu ser um fator limitante à produtividade primária do fitoplâncton durante o período de alta instabilidade da coluna d'água. O papel dos sedimentos de fundo como fonte de nutrientes para a coluna d'água do açude Pacajus foi comprovada neste trabalho de pesquisa, ratificando sua importância como compartimento essencial para o estabelecimento do estado trófico do sistema através de processos de aprisionamento e liberação de nutrientes. Desta forma, a natureza dos sedimentos de fundo pode determinar o retardamento na recuperação de ecossistemas aquáticos eutrofizados do semi-árido brasileiro, mesmo após redução das cargas poluidoras externas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. Byrd Prepress Springfield, Washington. 1134pp.
2. CALIJURI, M. C., 1988. Respostas Fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos, 293pp.
3. CHORUS, I. & BARTRAM, J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN SPON, 416pp.
4. CALIJURI, M. C. & A. C. A. DOS SANTOS, 2001. Temporal variations phytoplankton primary in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *Hydrobiologia*. 445: 11-26.
5. CRISTOFOR, S.; A. VADINEANU; G. IGNAT & C. CIUBUC, 1994. Factors affecting light penetration in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 275/276: 493-498.
6. IGNATIEVA, N. V., 1996. Distribution and release of sedimentary phosphorus in Lake Ladoga. *Hydrobiologia*. 322: 129-136.
7. KIRK, J. T. O., 1986. Optical Limnological, A manifesto. In P. de Deckker & W.D. Williams (eds), *Limnology in Australia*. Australia and Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 33-62.
8. KNUUTTILA, S.; O.-P. PIETILAINEN & L. KAUPPI, 1994. Nutrient Balances and Phytoplankton dynamics in two agricultural loaded shallow lakes. *Hydrobiologia*. 275/276: 359-369.
9. MARTINOVA, M. V., 1993. Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments: mechanisms of accumulation, transformation and release. *Hydrobiologia*. 252: 1-22.
10. PETTERSSON, K., 1998. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia*. 373/374: 21-25.
11. REYNOLDS, C. S., 1983. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press. 384pp.
12. REDSHAW, C. J., C. F. MASON, C. R. HAYES & R. D. ROBERTS, 1990. Factors influencing phosphate exchange across the sediment-water interface of eutrophic reservoirs. *Hydrobiologia*. 192: 233-245.
13. RAMM, K. & V. SCHEPS, 1997. Phosphorus balance of a polytrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release. *Hydrobiologia*. 342/343: 43-53.
14. ULRICH, K., -U., 1997. Effects of land use in the drainage area on phosphorus binding and mobility in the sediments of four drinking-water reservoirs. *Hydrobiologia*, 345: 21-38.