

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS



NATÁLIA FERNANDA SANTANA

Distribuição espacial e temporal de bactérias heterotróficas bêmicas em
ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná

Maringá, PR

2011

NATÁLIA FERNANDA SANTANA

Distribuição espacial e temporal de bactérias heterotróficas bênticas em
ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia de
Ambientes Aquáticos Continentais do
Departamento de Biologia, Centro de
Ciências Biológicas da Universidade
Estadual de Maringá, como requisito
parcial para obtenção do título de
Mestre em Ciências Ambientais
Área de concentração: Ciências
Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio
Pagioro

Maringá, PR

2011

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S232d Santana, Natália Fernanda, 1984-
Distribuição espacial e temporal de bactérias heterotróficas bênticas em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná / Natália Fernanda Santana. -- Maringá, 2011.
70 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.
Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro.

1. Bactérias heterotróficas bênticas - Ecologia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -579.31491709816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

NATÁLIA FERNANDA SANTANA

Distribuição espacial e temporal de bactérias heterotróficas bênticas em ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Vinícius Faria Farjalla
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Luis Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 10 de fevereiro de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Kesshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Aos meus pais, Sebastião e Tereza, meus inspiradores, que sempre acreditaram que eu fosse capaz. Às minhas irmãs, Dani e Gi pelo apoio e compreensão. Amo vocês. E a todos aqueles que contribuíram para sua realização.

AGRADECIMENTOS

A Deus por sempre iluminar meu caminho;

A minha família, meus pais, minhas irmãs, obrigada pelos ensinamentos, por acreditarem em meu sonho, e principalmente por compreenderem e aceitarem as horas de teimosia e a grande ausência de suas vidas. Sou grata ainda a todos os meus familiares, que me acolheram e me auxiliaram em todas as horas.

Ao corajoso e paciente professor Dr. Thomaz Aurélio Pagioro, por ter aceitado este grande desafio. Obrigada pelo apoio, estímulo, paciência e principalmente pelo carinho.

A “Du” – Maria do Carmo, pelos ensinamentos, amizade, carinho e paciência, aprendi e continuo aprendendo muito com você; Ao “Gazo” - Valmir Alves Teixeira, A Solange F. Lolis, pessoas ímpares que ensinam e estimulam muito.

As minhas amigas-irmãs: Rô (Roberta Rodrigues); Cris (Cristiane Umetsu), Helô (Heloiza Evangelista), obrigada pelo apoio, pelas horas de “desabafo mútuo”, pelos cafezinhos e pela amizade dentro e fora do laboratório;

A todas as pessoas que trabalharam em campo e/ou nos levaram até ele: “Sr. Ní” e “Seu Celsão”, sou grata pelo carinho, amizade, horas de apoio e conselhos, meu sincero muito obrigada. Aos meus “anjos do campo”: Tião (anjo chefe), Alfredo, Tato, Chiquinho, João, Wladimir, Valdecir, Tuti, Davi, enfim a “turma de campo” que possibilitaram a realização deste trabalho;

Sou muito grata aos amigos que fiz, à galera “**aderida**” (Laboratório de Perifiton), Lu, Nati, Vani... valeu meninas pela força, por terem me “agregado junto”. À galera “**do fundo**” (zoobentos), Gi Pinha, Gi Rosin, Sayuri, Dani, Flávio, prof. Alice, e Josi (irmãzinha), obrigada pelos cafés, pelas conversas e pela imensa ajuda. A “**turma da água**” (zoo e fito), em especial aos grandes companheiros: Claudinha, Suzi, Luzia, Ju, Nadson, Dani, Bia, Paulinhas (Borges e Neves), Ciro dentre tantos outros... muito obrigada pelos ensinamentos, pelas horas de descontração e principalmente por na hora que estava literalmente “atolada” pela mão amiga!

Aos amigos que passaram pelo laboratório de Limnologia Básica (Beatriz, Priscilla, Michelle) e que ainda se fazem presente (Mariane), obrigada pelo carinho e pelas ajudas nas análises (que não foram poucas); Aos amigos que fiz, alunos, professores e funcionários, a todos muito obrigada;

Ao pessoal do laboratório no qual fiz parte “agregada”: Roger, Fernando, Márcio, Eduardo, Thaísa, em especial ao professor Sidnei Magela Thomaz que me acolheu em seu laboratório e me ensinou muito;

Ao pessoal da biblioteca do Nupélia (João e Salete), meus “anjos”, não somente por suprir minhas necessidades bibliográficas, mas também pelo respeito, carinho e amizade com que me acolheram;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), pelas facilidades concedidas durante a realização do trabalho; Aos funcionários e professores do Nupélia, por sua presteza e auxílio em todos os momentos; Ao PEA, pelo apoio para o desenvolvimento do curso; Sou grata à Aldenir e Jocemara que nunca deixaram os “prazos de esgotarem” e sempre tiveram uma palavra e um ombro amigo... muito obrigada;

Ao Alexandre, por te entrado em minha vida em um momento tão especial e ter me suportado nesta fase conclusiva... obrigada anjo!

A Capes pela concessão da bolsa de estudos;

Aos membros da banca por terem gentilmente aceitado o convite.

*Pedras no caminho? Guardo
todas... Um dia vou construir um
castelo!*

(Fernando Pessoa)

Distribuição espacial e temporal de bactérias heterotróficas bênticas em ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná

RESUMO

Em sistemas rios-planície de inundação ocorrem flutuações temporais e espaciais das variáveis limnológicas e dos atributos das comunidades, que são controladas pela frequência, intensidade e duração do pulso. Além disso, o aumento do nível hidrométrico proporciona maior similaridade, entre os distintos ambientes e aumentam os teores de nutrientes pela lixiviação de biomassa da região litorânea e decomposição de macrófitas aquáticas. Essa matéria orgânica em decomposição tende a ser depositada no sedimento, onde ocorrem processos biogeoquímicos associados a microorganismos, como a decomposição que supre nutrientes aos produtores primários. Caracterizou-se a distribuição vertical da densidade bacteriana em estratos verticais de sedimento em lagoas da planície de inundação do Alto rio Paraná em relação às condições físicas e químicas do sedimento, verificando a similaridade entre os ambientes. Verificaram-se alterações espaciais e temporais nos teores de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, densidade e biomassa bacteriana, em estratos superficiais de sedimento, sua variabilidade ao longo de um ciclo hidrológico; e investigou-se a relação do nível hidrométrico com as variáveis analisadas. Os resultados demonstraram gradiente de distribuição vertical da densidade bacteriana, com predomínio das formas cocóides. A análise de variância aplicada para testar diferenças entre os ambientes ao longo do tempo demonstrou que não houve variação temporal das variáveis analisadas, apenas diferenças espaciais, ressaltando a ampla variabilidade de condições e conseqüentemente de habitats presente nestes sistemas. Correlações foram utilizadas para verificar a influência do nível hidrométrico nas concentrações de nutrientes e biomassa bacteriana, porém os dados indicaram fraca correlação, possivelmente devido ao período não ter apresentado época marcante de inundação, que possibilitaria a lixiviação da várzea provocando alterações nas variáveis bióticas e abióticas. Também foi possível observar tendência de acúmulo de fósforo total e material inorgânico no sedimento.

Palavras-chave: Nutrientes. Bactérias. Sedimento. Planície de inundação do alto rio Paraná.

Spatial and temporal distribution of benthic heterotrophic bacteria from environments of the Upper Paraná River floodplain











ABSTRACT

In river floodplain systems, spatial and temporal fluctuations of limnological characteristics and attributes of communities are controlled by the frequency, intensity and duration of flood pulse. Furthermore, the increasing in water level provides an improve of similarity between different environments and increases the levels of nutrients by leaching from coastal area and decomposition of aquatic macrophytes. This organic matter tends to be settled in the sediment, where can occur biogeochemical processes associated with microorganisms. The vertical distribution of bacterial density in floodplain lakes in sediment layers were characterized for the Upper Paraná River and its relationship to physical and chemical characteristics of sediment. Also was checked the similarity between the environments, spatiotemporal changes of levels of total Kjeldahl nitrogen, total phosphorus, bacterial density and biomass in initial layers of sediment, its variability over hydrological cycle, and investigate the relationship between water level and de variables analyzed. The results showed a gradient of vertical distribution in bacterial density, with predominantly coccoid. The analysis of variance applied to test differences between the environments over time showed that there was no temporal variation, only spatial differences, highlighting the wide variability of habitat conditions and therefore present in these systems. Correlations were used to evaluate the influence of water level in the nutrient concentrations and bacterial biomass, but the data indicated a weak correlation, possibly due to the time period has not presented remarkable flood, which would allow the leaching of floodplain causing changes in biotic and abiotic variables. Trend was also observed accumulation of total phosphorus and inorganic material in the sediment.

Keywords: Nutrients. Bacteria. Sediment. Upper Paraná River floodplain.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

RELAÇÃO ENTRE A DENSIDADE BACTERIANA E FATORES ABIÓTICOS EM DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ – MS.

- Figura 1 Localização dos pontos de amostragens na planície de Inundação do Alto rio Paraná (Fonte: Jaime Luis Pereira/Nupélia) 24
- Figura 2 Distribuição vertical da densidade bacteriana ($\log \text{cels. cm}^{-3}$) no plâncton, na interface água-sedimento e no sedimento de lagoas de planície de inundação do Alto Rio Paraná (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar) 28
- Figura 3 Distribuição de densidades relativas das formas bacterianas encontradas nas diferentes profundidades do sedimento;  = Vibrião;  = Bastonete $> 0,2 \mu\text{m}^3$;  = Bastonete $< 0,2 \mu\text{m}^3$;  = Cocos $> 0,05 \mu\text{m}^3$;  Cocos $< 0,05 \mu\text{m}^3$ 29
- Figura 4 Distribuição dos escores da análise de componentes principais (a) e ordenamento dos ambientes em relação ao sedimento de ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná. (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar) 30
- Figura 5 Análise de Variância não paramétrica (Kruskal-Wallis - teste), com os escores selecionados para a interpretação da análise de componentes principais (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar) 31
- Figura 6 Análise de variância bi-fatorial entre os ambientes amostrados e profundidades do sedimento:  = 0-2 cm;  = 2-4 cm;  = 4-6 cm;  = 6-8 cm;  = 8-10 cm; (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar) 33
- Tabela 1 - Média, desvio padrão (entre parênteses), valores mínimos e máximos das variáveis mensuradas para 6 ambientes da Planície de Inundação do Alto rio Paraná 30

AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS NUM PERFIL VERTICAL DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

- Figura 1 Localização dos pontos de amostragem: 1- Lagoa Patos; 2- Lagoa Guaraná; 3- Lagoa Fechada 49
- Figura 2 Nível hidrométrico e índice pluviométrico diário do Alto rio Paraná (Dados fornecidos pela base avançada de pesquisa do Nupélia-UEM). As setas representam o período de coleta e a linha pontilhada horizontal o nível de transbordamento 52
- Figura 3 Correlação entre os escores da ACP (nutrientes e densidade bacteriana) e biomassa bacteriana 53
- Figura 4 Variação temporal dos valores logaritimizadas de a) P-total b) NTK, c) material orgânico, d) material inorgânico, e) densidade e f) biomassa bacterianas; Para: $\bar{\text{X}} = \text{T1 (Jun/08)}$; $\bar{\text{X}} = \text{T2 (Set/08)}$; $\bar{\text{X}} = \text{T3 (Nov/08)}$; $\bar{\text{X}} = \text{T4 (Mar/09)}$ 54
- Figura 5 Análise de variância tri-fatorial: relação entre estratos, tempo e ambientes para valores de biomassa bacteriana (mgC cm^{-3}) em a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos ($\bar{\text{X}} = \text{S1}$; $\bar{\text{X}} = \text{S2}$; $\bar{\text{X}} = \text{S3}$; $\bar{\text{X}} = \text{S4}$; $\bar{\text{X}} = \text{S5}$) 55
- Figura 6 Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para os valores de densidade (Log.- transformados) em a- L. Guaraná, b- L. Fechada e c- L. Patos ($\bar{\text{X}} = \text{S1}$; $\bar{\text{X}} = \text{S2}$; $\bar{\text{X}} = \text{S3}$; $\bar{\text{X}} = \text{S4}$; $\bar{\text{X}} = \text{S5}$) 56
- Figura 7 Análise de variância - interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de fósforo total (Log- transformadas) em a- L. Guaraná, b- L. Fechada e c- L. Patos ($\bar{\text{X}} = \text{S1}$; $\bar{\text{X}} = \text{S2}$; $\bar{\text{X}} = \text{S3}$; $\bar{\text{X}} = \text{S4}$; $\bar{\text{X}} = \text{S5}$) 57
- Figura 8 Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (Log.- transformadas) em: a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos ($\bar{\text{X}} = \text{S1}$; $\bar{\text{X}} = \text{S2}$; $\bar{\text{X}} = \text{S3}$; $\bar{\text{X}} = \text{S4}$; $\bar{\text{X}} = \text{S5}$) 58

Figura 9 Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de Matéria Orgânica (Log.- transformadas) em: a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos ($\bar{X}=S1$; $\bar{X}=S2$; $\bar{X}=S3$; $\bar{X}=S4$; $\bar{X}=S5$) 59

Dissertação elaborada e formatada
conforme as normas da revista:
Brazilian Journal of Microbiology.
Disponível em:
<<http://www.scielo.br/revistas/bjm/iinstruc.htm#004>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
	REFERÊNCIAS	16
2	RELAÇÃO ENTRE A DENSIDADE BACTERIANA E FATORES ABIÓTICOS EM DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ – MS	
2.1	Resumo	20
2.2	Abstract	21
2.3	Introdução	22
2.4	Área de estudo	23
2.5	Metodologia	25
2.5.1	Campo	25
2.5.2	Laboratório	26
2.5.3	Análise estatística	27
2.6	Resultados	27
2.7	Discussão	35
	Referências	38
3	AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS NUM PERFIL VERTICAL DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ	
3.1	Resumo	45
3.2	Abstract	46
3.3	Introdução	47
3.4	Área de estudo	48
3.5	Metodologia	49
3.5.1	Campo	49
3.5.2	Laboratório	50
3.5.3	Análise estatística	51
3.6	Resultados	51
3.7	Discussão	59
	Referências	63
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	69

1 INTRODUÇÃO

Em sistemas rios-planície de inundação, encontra-se uma grande diversidade de habitats, como ambientes lóticos, lênticos, com e sem comunicação com a calha do rio, canais, ambientes semi lóticos e de transição, propiciando condições de manutenção da alta diversidade biológica encontrada nestes sistemas (14; 1). Além disso, as planícies de inundação podem apresentar flutuações temporais e espaciais das variáveis limnológicas na coluna de água (6) e ou sofrer influência, a longo prazo, da atividade antrópica (22).

Nestes sistemas, a principal função de força atuante, o pulso de inundação (14, 16, 13) controla os padrões de variação da composição de comunidades planctônicas (eg. 18) sendo que modificações na frequência, intensidade e duração de pulsos alteram os atributos das comunidades (5;15). Além disso, o aumento do nível hidrométrico proporciona maior similaridade, na coluna de água, entre os distintos ambientes de planície de inundação (28).

Com o aumento do nível hidrométrico, ocorre a lixiviação da região litorânea e a decomposição de macrófitas aquáticas, que aumentam as cargas de nutriente, principalmente de nitrogênio e fósforo (29). Assim, a matéria orgânica presente em ambientes aquáticos, pode ser lábil (predominantemente autóctone) ou refratária (predominantemente alóctone) (12), influenciando o desenvolvimento da comunidade bacteriana. Essa matéria orgânica em decomposição tende a ser depositada no sedimento, que passa a ser o local adequado a processos bioquímicos associados a microorganismos (17; 8).

Quanto maior a quantidade de material orgânico decomponível, maior a atividade dos microorganismos, principalmente no início da lixiviação (4), pois neste período correm condições mais favoráveis ao seu desenvolvimento como disponibilização de oxigênio e material orgânico (21). As bactérias contribuem significativamente para a ciclagem da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (20; 25) e suprem nutrientes aos produtores primários.

Ainda, estudos realizados na região pelágica em ambientes aquáticos naturais revelaram que as bactérias consomem uma fração significativa da produção fotossintética total (33; 2), sendo o carbono e o nitrogênio em suas formas orgânicas, os principais constituintes da matéria orgânica depositada no sedimento (24). Além disso, o fósforo pode ser um fator preditivo sobre a respiração bacteriana no sedimento

(30) e os nutrientes inorgânicos como nitrato, amônio e fosfato tornam-se limitantes para o crescimento bacteriano, mesmo que haja quantidade suficiente de carbono (19).

A qualidade do carbono presente na matéria orgânica pode ser determinante para o desenvolvimento da comunidade bacteriana. O material orgânico alóctone propicia nutrientes que suportam o crescimento de bactérias heterotróficas totais (31), porém em planície de inundação ocorrem maiores densidades no bacterioplâncton em presença de carbono mais lábil (27). Além disso, as bactérias heterotróficas são o principal agente biológico no ciclo do carbono (3).

Estudos relatam que as formas orgânicas de nitrogênio podem limitar o crescimento bacteriano, na interface água-água-sedimento durante períodos de estratificação, resultando em características sazonais distintas (7). Além disso, o fósforo, agente limitante na produtividade dos ecossistemas aquáticos (23) tem sua ciclagem governada pelo ambiente físico e químico na interface água-sedimento, e pela ação microbiana presente no sedimento (10). A comunidade bacteriana é conhecida por ter mecanismos de rápida absorção de fosfato sob condições aeróbicas e hidrolisar o fosfato quando o ambiente torna-se anóxico (9; 32). Esta dinâmica pode enriquecer o meio aquático, resultando em uma aceleração dos processos naturais de eutrofização (26). De acordo com Goekoop & Pettersson (11), o decréscimo da biomassa bacteriana em algumas estações do ano, podem ser um fator importante para a regulação da dinâmica do fósforo.

O acúmulo e disponibilidade de matéria orgânica no sedimento da região litorânea em lagoas de planície de inundação, bem como o conhecimento da densidade bacteriana e a sua atuação no meio tornam-se foco de estudo, uma vez que a utilização do carbono orgânico por bactérias heterotróficas influencia fortemente a ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos e os processos naturais de eutrofização (25). Assim, o objetivo deste estudo foi caracterizar a distribuição vertical da densidade bacteriana em estratos do sedimento de lagoas de planície de inundação do Alto Rio Paraná em relação às condições físicas e químicas do sedimento, verificando a similaridade entre os ambientes. Objetivou-se também, verificar alterações espaço-temporais de nutrientes, densidade e biomassa bacteriana, em estratos superficiais de sedimento, sua variabilidade ao longo de um ciclo hidrológico; e investigar a relação do nível hidrométrico com as variáveis analisadas. Para tal, a hipótese de trabalho foi de que a densidade bacteriana está diretamente relacionada às condições limnológicas

do sedimento, sendo influenciadas por um controle *bottom up* principalmente em relação às concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT).

REFERÊNCIAS:

1. Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C.V.; Winemiller, K.O. (2000). Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds) Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, pp 89–118.
2. Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 257-263.
3. Berman, T.; Parparov, A.; Yacobi, Y. Z. (2004). Planktonic community production and respiration and the impact of bacteria on carbon cycling in the photic zone of Lake Kinneret. *Aquat. Microb. Ecol.*, 34, 43–55.
4. Blum, L. K.; Mills, A. L. (1991). Microbial growth and activity during the initial stages of seagrass decomposition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 70, 73-82.
5. Bonecker, C. C.; Aoyagui, A. S. M.; Santos, R. M. (2009). The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 529-537.
6. Carvalho, P. C; Bini, L. M.; Oliveira, L. G.; Robertson, B; Tavechio, W. L. G; Darwisch, A. J. (2001). Comparative limnology of south-American lakes and lagoons. *Acta Scientiarum* 23: 265-273.
7. Christian, B. W.; Lind, O. T. (2007). Multiple carbon substrate utilization by bacteria at the sediment-water interface: seasonal patterns in a stratified eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 586, 43-56.
8. D'Hondt, S.; Jorgensen, B. B.; Miller, D. J.; Batzke, A.; Blake, R.; Cragg, B. A.; Cypionka, H.; Dickens, G. R.; Ferdelman, T.; Hinrichs, K. U.; Holm, N. G.; Mitterer, R.; Spivack, A.; Wang, G. Z.; Bekins, B.; Engelen, B.; Ford, K.; Gettemy, G.; Rutherford, S. D.; Sass, H.; Skilbeck, C. G.; Aiello, I. W.; Guerin, G.; House, C. H.; Inagaki, F.; Meister, P.; Naehr, T.; Niitsuma, S.; Parkes, R. J.; Schippers, A.; Smith, D. C.; Teske, A.; Wiegand, J.; Padilla, C. N.;

- Acosta, J. L. S. (2004). Distributions of microbial activities in deep seafloor sediments. *Science*, 306, 2216–2221.
9. Deinema, M. H.; Van Loosdrecht, M.; Scholten, A. (1985). Some physiological characteristics of *Acinetobacter* spp. Accumulating large amounts of phosphate. *Wat. Sci. Technol.* 17: 119-125.
 10. Gächter, R.; Meyer, J. S. (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253, 103-121.
 11. Goedkoop, W.; Pettersson, K. 2000. Seasonal changes in sediment phosphorus forms in relation to sedimentation and benthic bacterial biomass in Lake Erken. *Hydrobiologia*, 431: 41-50.
 12. Gruber, D. F.; Simjouw, J. P.; Seitzinger, S. P.; Taghon, G. L. (2006). Dynamics and Characterization of Refractory Dissolved Organic Matter Produced by a Pure Bacterial Culture in an Experimental Predator-Prey System. *Appl. Environm. Microbiol.*, 72 (2), 4184-4191.
 13. Junk, W. J. (2005). Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29, 11-38.
 14. Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D. P. Dodge (ed.), Proceedings of the International large Rivers Symposium (LARS). *Canadian Special Publication, Fish Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
 15. Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C.; Velho, L. F. M.; Simões, N. R.; Dias, J. D.; Alves, G. M.; Takahashi, E. M. (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 539-549.
 16. Neiff, J. J., (1990). Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência*, 15(6), 424-441.
 17. Nelson, D. M.; Ohene-Adjei, S.; Hu, S.F.; Cann, I. K. O.; Mackie, R. I. (2007). Bacterial diversity and distribution in the Holocene Sediments of a northern temperate lake. *Microbial Ecology*, 54: 252-263.
 18. Pauleto, G. M.; Velho, L. F. M.; Buosi, P. R. B.; Brão, A.; F. S.; Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C. (2009). Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 517-527.

19. Rejas, D.; Muylaert, K.; De Meester, L. (2005). Phytoplankton-bacterioplankton interactions in a neotropical floodplain lake (Laguna Bufeos, Bolívia). *Hydrobiologia*, 543, 91-99.
20. Rheinheimer, G. (1984). Bacterial Ecology of the North and Baltic Seas. *Botanica Marina*, 27, 277-299.
21. Rheinheimer, G.; Gocke, K.; Hoppe, H-G. (1989). Vertical distribution of microbiological and hydrographic-chemical parameters in different areas of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 52, 55-70.
22. Roberto, M. C.; Santana, N. F.; Thomaz, S. M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.*, 69(2, Suppl.), 631-637.
23. Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184 (4139): 897-899.
24. Scow, K. M. Rate of biodegradation. Chapter 9: In **Handbook of Chemical Propriety Estimation Methods**. Lyman, W.J; Reehl, W.F; Rosenblatt, D.H. (eds) American Chemical Society, (1990). Washington.
25. Sinsabaugh, R. L.; Findlay S.; Franchini, P.; Fischer, D. (1997). Enzymatic analysis of riverine bacterioplankton production. *Limnology and Oceanography*, 42, 29–38.
26. Steenbergen, C. L. M.; Sweerts, J. R. A.; Cappenberg, T. E. Microbial biogeochemical activities in lakes: stratification and eutrofication; Chapter 4. In **Aquatic Microbiology – An ecological approach**. Ford, TE (ed). Backwell Scientific Publications; (1993). Boston 518p.
27. Teixeira, M. C.; Santana, N. F.; Azevedo, J. C. R.; Pagioro, T. A. Bacterioplankton features and its relations with DOC characteristics and other limnological variables in Paraná River floodplain environments (PR/MS-Brazil). *Brazillian Journal of Microbiology*, (in press).
28. Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplanin systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13.
29. Thomaz, S. M.; Pagioro, T. A.; Bini, L. M.; Roberto, M. C.; Rocha, R. R. A; (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels; Chapter 4. In **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation**. THOMAZ, S. M;

- AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (eds). Backhuys Publishers: Leiden; 75-102.
30. Thomaz, S. M; Pereira, G.; Pagioro, T. A. (2001). Microbial respiration and chemical composition of different sediment fractions in waterbodies of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 61(2): 277-286.
 31. Tranvik, L.J.; Höfle, M.G. (1987). Bacterial growth in mixed cultures on dissolved organic carbon from humic and clear waters. *Appl Environ Microbiol*, 56, 482-488.
 32. Wetzel, R.G. *Limnología*. Barcelona: omega. 1981. 679p.
 33. Williams, P. J. LeB. Incorporation of microheterotrophic processes into the classical paradigm of the planktonic food web. **Kieler Meeresforsch. Sonderh.** 5: 1-28. 1981.

2 RELAÇÃO ENTRE A DENSIDADE BACTERIANA E FATORES ABIÓTICOS EM DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ – MS.

2.1 RESUMO

Em sistemas rios-planície de inundação o pulso hidrológico, propicia o aumento das concentrações de nutrientes no início da inundação devido à lixiviação da região litorânea e decomposição de macrófitas aquáticas. Essa matéria orgânica em decomposição tende a ser depositada no sedimento, onde ocorrem processos biogeoquímicos associados a microorganismos, suprindo nutrientes aos produtores primários. O objetivo deste estudo foi caracterizar a distribuição vertical da densidade bacteriana em estratos do sedimento de seis ambientes da planície de Inundação do alto rio Paraná, verificando a similaridade entre os mesmos em relação à densidade bacteriana e condições físicas e químicas. Para tal foram analisados os seguintes fatores: fósforo total (P-total), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), teores de material orgânico e inorgânico, potencial oxidativo e granulometria. Os resultados demonstraram um gradiente de distribuição vertical da densidade bacteriana, com predomínio da forma cocos o que possivelmente indica que não há limitação de nutrientes neste compartimento límnic. Análise multivariada demonstrou grupamentos por ambientes comprovados pela análise de variância não paramétrica, ressaltando a grande heterogeneidade de condições limnológicas e conseqüentemente de habitats. Pode-se observar tendência de deposição de P-total e material inorgânico nas ultimas camadas de todos os ambientes. Potenciais mais redutores nas camadas iniciais indicam maior atividade bacteriana, visto que nesta região há maior disponibilidade material mais facilmente decomponível.

Palavras-chave: Bacteria. Nutrientes. Sedimento. Rio Paraná.

BACTERIAL DENSITY AND ABIOTIC FACTORS AT DIFFERENT DEPTHS IN SEDIMENT IN FLOODPLAIN UPPER PARANÁ RIVER

2.2 ABSTRACT

In river-floodplain systems the hydrological pulses increase nutrient concentration at the beginning of flooding due to leaching and decomposition of margin. The organic matter tends to be settled in the sediment, where occur biogeochemical processes associated with microorganisms. The aim of this study was to characterize the vertical distribution of bacterial density in sediment layers of six environments of the Paraná River floodplain, checking the similarity between them in relationship to bacterial density and physical and chemical conditions. It was analyzed total phosphate (Total-P); total Kjeldahl nitrogen (NTK), levels of organic and inorganic material, oxidative potential and size particle of sediment. The results showed a vertical gradient distribution of bacterial density, with predominantly coccoid forms, possibly indicating no nutrient limitation in sediment. Multivariate analysis presented grouping of environments proven by analysis of variance nonparametric, highlighting the wide variety of limnological conditions and consequently habitat. The analysis of variance was applied to determine significant differences among the layers of sediment and environments. It can be observed tendency to deposition of total-P and inorganic material in the deep layers, indicating deposition of total-P. Reducing potential in the initial layers could indicate higher bacterial activity, since this region has more availability of more easily decomposable material.

Keywords: Bacteria. Nutrients. Sediment. Paraná River.

2.3 Introdução

Em sistemas rios-planície de inundação, o pulso hidrológico, proporciona habitats aquáticos heterogêneos, criando condições favoráveis para a manutenção da alta diversidade biológica (25,33). Por outro lado, a elevação do nível hidrométrico aumenta a conectividade dos diferentes habitats da planície, favorecendo a troca de material biológico, físico e químico, tornando-os mais similares (56).

Nestes sistemas, as concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, aumentam no início da inundação devido à lixiviação da região litorânea e a decomposição das macrófitas aquáticas (e.g.55). Essa matéria orgânica em decomposição tende a ser depositada no sedimento, que passa a ser o local adequado a processos biogeoquímicos associados a microorganismos (34, 12), além de ser determinante para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (30).

A elevada deposição de matéria orgânica na região litorânea de ambientes aquáticos favorece uma rápida degradação aeróbica na interface água-sedimento, afetando o ciclo biogeoquímico do carbono e dos nutrientes (23), sendo que, o processo de decomposição e mineralização deste material, realizado pelas bactérias, suprem nutrientes aos produtores primários (2). Além disso, as bactérias consomem uma fração significativa da produção fotossintética total (6).

O sedimento da região litorânea de lagoas de planície de inundação, proporciona um amplo habitat para bactérias heterotróficas, desde a interface água/sedimento, até profundidades maiores (49). Assim, esses organismos contribuem significativamente para a ciclagem da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (41, 51).

Durante a inundação ocorre o carreamento do sedimento de água com altos teores de carbono orgânico dissolvido, sendo acompanhado de elevada atividade das enzimas bacterianas extracelulares (7). Estudos relatam que a bactéria heterotrófica é mais abundante em associação com a matéria orgânica (2, 22, 26). Sendo um fator limitante para o crescimento de microorganismos heterótrofos, o carbono orgânico (35) e o nitrogênio (47) são as principais formas encontradas em sedimentos nas camadas depositadas mais recentemente.

Estudos revelam ainda, que a biodegradação origina um grande número de compostos ionizáveis, principalmente grupos carboxílicos e fenólicos, que são de difícil degradação por microorganismos, podendo proporcionar características

particulares ao ambiente aquático (e.g 13, 57). Desta forma, a quantidade e a origem da matéria orgânica nos ambientes aquáticos, podem ser determinantes para o funcionamento destes ecossistemas (30), pois podem influenciar a distribuição da comunidade bacteriana. Além do mais, em condições anaeróbicas, como ocorre em sedimentos, as bactérias utilizam as substâncias húmicas como aceptores de elétrons e fonte de energia na assimilação do carbono (9).

Quanto maior a quantidade de material orgânico decomponível, maior a atividade dos microorganismos, principalmente no início da lixiviação (5), e mais intenso os processos de redução no ambiente (27). A intensificação dos processos redox indica maior precipitação de íons em camadas mais oxidadas e interrupção do fluxo de íons do sedimento para a coluna de água (14). Assim, o potencial redox pode influenciar diretamente o fluxo de íons como, por exemplo, as formas de fósforo (38), que tem sua disponibilidade influenciando, de forma acentuada, a produtividade destes ambientes (46).

O objetivo deste estudo foi caracterizar a distribuição vertical da densidade bacteriana em estratos do sedimento de lagoas de planície de inundação do Alto Rio Paraná em relação às condições físicas e químicas do sedimento, verificando a similaridade entre os ambientes. Para tal, a hipótese de trabalho foi de que a densidade bacteriana está diretamente relacionada às condições limnológicas do sedimento, sendo influenciadas por um controle *bottom up* principalmente em relação às concentrações dos nutrientes nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT).

2.4 Área de estudo

As lagoas objeto deste estudo estão inseridas na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (Figura 1), onde ocorrem diversos biótopos formados pelas diferenças topográficas, regime hidrológico do rio principal e características locais como precipitação e ação dos ventos, sendo o último trecho não represado e tem como principais afluentes os rios Ivinheima e Baía.

A lagoa Patos (PAT) (S22°49'471" W053°33'26,8") é a maior das lagoas amostradas neste estudo, constituída de pequenas baías com uma profundidade média de 3,5 m, e área aproximada de 113,8 ha, situada a margem esquerda do rio Ivinheima, com o qual se comunica através de um canal com uma elevada diversidade de macrófitas aquáticas como *Polygnum sp.* e alguns estandes de *Eichhornia azurea* e

dique marginal de 0,5 m de altura (59). A lagoa Ventura (VENT) (S22°51'23,7" W053°36'102"), situa-se na margem esquerda do rio Ivinheima, distante cerca de 200 m do rio, do qual é separada por dique marginal de 3 m de altura. Apresenta uma área aproximada de 89,8 ha e profundidade média de 2,16 m, sendo bastante alongada com uma pequena porção de floresta marginal e uma grande ocupação de suas margens por gramíneas (59).

A lagoa Guaraná (GUA) (S22°90'633" W053°16'5,54") situada na margem direita do rio Baía é conectada a este rio por um curto canal com elevada densidade de macrófitas aquáticas e possui forma arredondada com aproximadamente 4,2 ha de área numa profundidade média de 2,1 m. O dique marginal que a separa do rio Baía apresenta uma altura média de 0,4 m e suas margens são tomadas por gramíneas e uma grande diversidade de macrófitas aquáticas (59). A lagoa Fechada (FEC) (S22°42'697" W053°16'33.06") localizada na margem esquerda do rio Baía, dentro da área de várzea que separa este rio do rio Paraná, apresenta uma conexão na sua porção superior apenas em períodos de cheias (59).

A lagoa Garças (GAR) (S22°43'27,18" W053°13'4,56"), localizada a margem direita do rio Paraná, possui conexão direta com a calha do rio principal através de um canal e apresenta profundidade média de 2,0 m e área de 14,1 ha. Suas margens são cobertas por vários estratos de vegetação ripária e bancos de macrófitas aquáticas. A lagoa Osmar (OSM), localizada na ilha Porto Rico (S22°46'26,64" W053°19'56,16") na margem esquerda do rio Paraná, apresenta profundidade média de 1,1 m e área de aproximadamente 0,006 ha. Possui forma alongada, típica das ilhas fluviais da região, e em períodos de águas altas comunica-se através da sua porção inferior com a calha do rio Paraná (59).

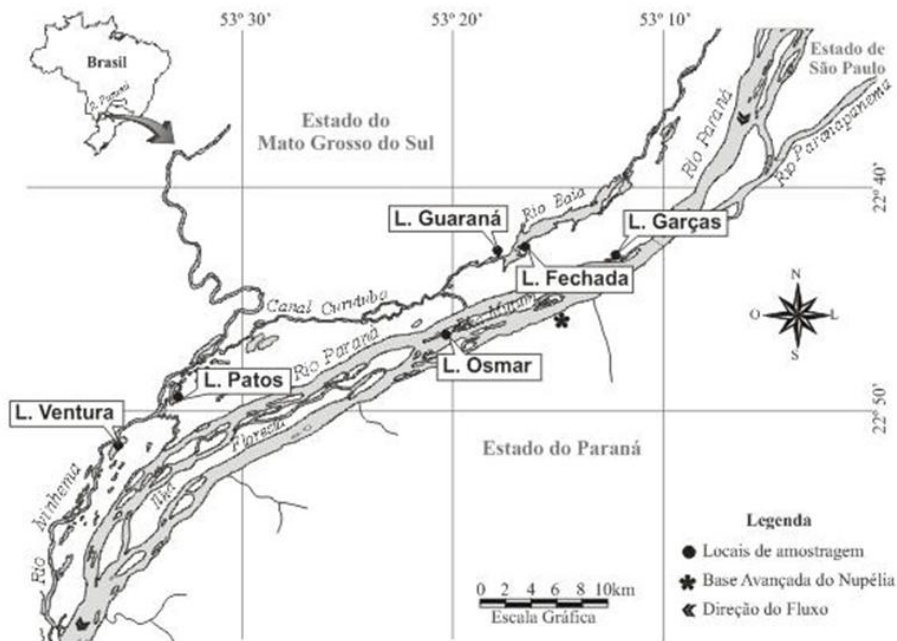


Fig. 1 – Localização dos pontos de amostragens na planície de Inundação do Alto rio Paraná. (Fonte: Jaime Luis Lopes Pereira / Nupelia)

2.5 Metodologia

2.5.1 Campo

Em março de 2009 foram realizadas amostragens de sedimento, em triplicata, com auxílio de um coletor de sedimento tipo Córer, com tubo de acrílico transparente, na região litorânea das lagoas Patos, Ventura, Guaraná, Fechada, Garças e Osmar, localizadas na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (Fig. 01). Após a coleta fez-se o sifonamento do excesso da água do coletor utilizando-se de mangueira com 0,8 mm de diâmetro. Utilizando o mesmo procedimento, retirou-se a água diretamente em contato com a superfície do sedimento (3 cm acima do sedimento) (interface água-sedimento) a qual foi fixada com solução de formaldeído filtrado (48).

O sedimento do interior do coletor retirado de cada ambiente foi fracionado a cada 2 cm de profundidade (0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10) até 10 cm, e acondicionadas em potes de polietileno, mantidas sob refrigeração e protegidas de luz para posteriores análises em laboratório.

O potencial de oxi-redução (Eh) foi obtido *in situ* com auxílio de um potenciômetro digital portátil (Digimed) em cada alíquota fracionada. Foram também realizadas amostragens de sedimento com draga de Petersen modificada para análise granulométrica de cada ambiente em estudo.

Também foram realizadas coletas na sub superfície da coluna de água junto à região litorânea de cada ambiente para análise da densidade das bactérias planctônicas e comparação com os estratos verticais do sedimento. Essas amostras, coletadas em triplicatas foram, fixadas com a mesma solução de formaldeído filtrado (48).

2.5.2 Laboratório

Para estimar a densidade de bactérias heterotróficas totais do sedimento, as amostras foram diluídas em água deionizada, agitadas por 10 minutos e mantidas em repouso por mais 10 minutos (26), sendo 15 ml do sobrenadante retirado e fixado com solução de formaldeído filtrado (48). As amostras de água da superfície do sedimento, do sedimento e da coluna de água foram quantificadas seguindo a mesma metodologia, onde uma alíquota (0,1 mL) foi filtrada em membranas de policarbonato preto (Nucleopore[®]) de 0,2 µm de poro e corada com DAPI (fluorocromo 4-6-diamidino-2-phenylindole) (39), para posterior análise microscópica. As bactérias foram então quantificadas em aumento de 1000x em microscópio de epifluorescência (Olympus BX51).

Para análise dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) no sedimento, as amostras foram secas em estufa a aproximadamente 90°C e maceradas em almofariz de porcelana. Para análise do fósforo total, uma alíquota do material seco foi digerida pelo método da digestão nitroperclórico e em seguida diluída (61), o teor de fósforo foi determinado baseando-se na formação do azul de molibdênio, provocado pela redução do ácido fosfomolibdico pelo ácido ascórbico e quantificado espectrofotometricamente (21). O nitrogênio total Kjeldahl (NTK), após digestão de uma alíquota do material seco com peróxido de hidrogênio e ácido sulfúrico em presença de catalisador, foi quantificado pela destilação seguida de titulação das amostras com solução de ácido clorídrico (28).

Os valores de matéria orgânica foram quantificados por gravimetria após incineração em forno Mufla a 550°C (53). Para determinar a textura granulométrica do sedimento as amostras foram secas em estufa a 80°C, seguindo a escala de Wentworth (60).

2.5.3 Análise estatística

A fim de determinar os principais fatores que influenciam a abundância bacteriana, foi realizada uma análise multivariada (ACP- Análise de Componentes Principais). Para a seleção dos eixos utilizados na interpretação, seguiram-se os critérios propostos por Broken-Stick. Na realização desta análise foi utilizado o programa PC-ORD (29). Para comprovar os agrupamentos observados, foi realizada análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis test), com os escores dos eixos selecionados na análise.

Com o intuito de se investigar as possíveis correlações e padrões de distribuição da biota no sedimento, dos ambientes em estudo da planície de inundação do Alto rio Paraná foram realizadas correlações de Spearman entre os escores dos eixos selecionados da ACP e densidade bacteriana.

A análise de variância foi aplicada para determinar diferenças significativas entre os estratos do sedimento e os ambientes (ANOVA – bi-fatorial). As análises de variância e correlações, bem como as figuras foram confeccionadas pelo pacote Statistica versão 7.1 (52).

2.6 Resultados

A figura 2 apresenta a distribuição vertical da densidade bacteriana (log-densidade cm^{-3}), para as lagoas estudadas com os valores do bacterioplâncton oscilando entre $7,45 \times 10^7$ cels. cm^{-3} para a Lagoa dos Patos e $1,18 \times 10^{10}$ cels. cm^{-3} para a lagoa Ventura; na interface água/sedimento $5,88 \times 10^{10}$ cels. cm^{-3} e para a lagoa Patos e $1,01 \times 10^{13}$ cels. cm^{-3} para a lagoa Ventura e no sedimento, entre $4,27 \times 10^{10}$ cels. cm^{-3} para a lagoa Patos e $6,19 \times 10^{12}$ cels. cm^{-3} também na lagoa Ventura. Todas as lagoas apresentaram a mesma tendência de estratificação, com queda na densidade, logo abaixo dos quatro centímetros iniciais do sedimento.

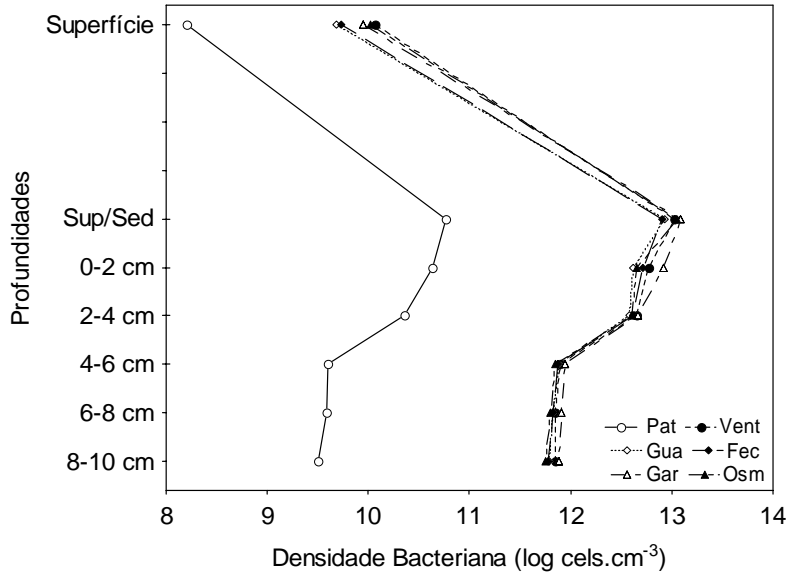
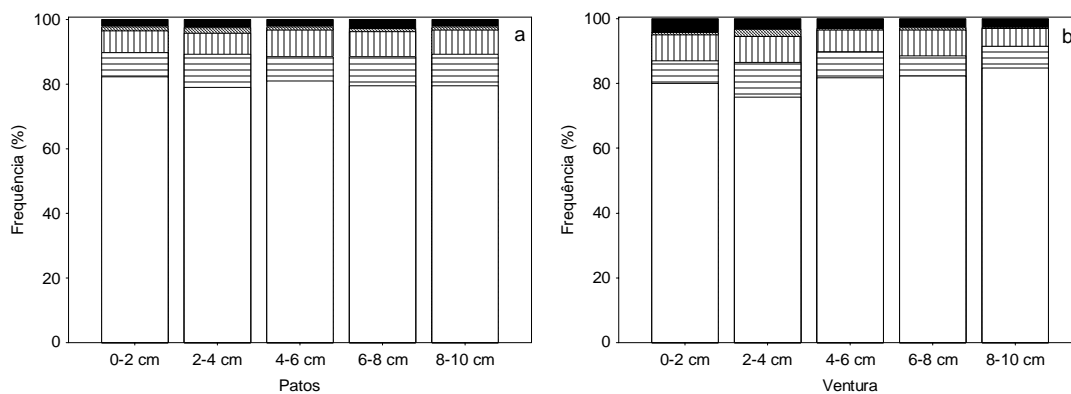


Fig. 2 - Distribuição vertical da densidade bacteriana (log cels. cm⁻³) no plâncton, na interface água-sedimento e no sedimento de lagoas de planície de inundação do Alto Rio Paraná (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar)

Dentre as células observadas, houve predominância das formas de cocos em todos os estratos, apresentando densidade relativa superior a 80% (Fig. 3). Dentre as lagoas e camadas estudadas, observamos que as formas de bastonetes >0,2 μm³ são as células menos densas principalmente nos últimos estratos.



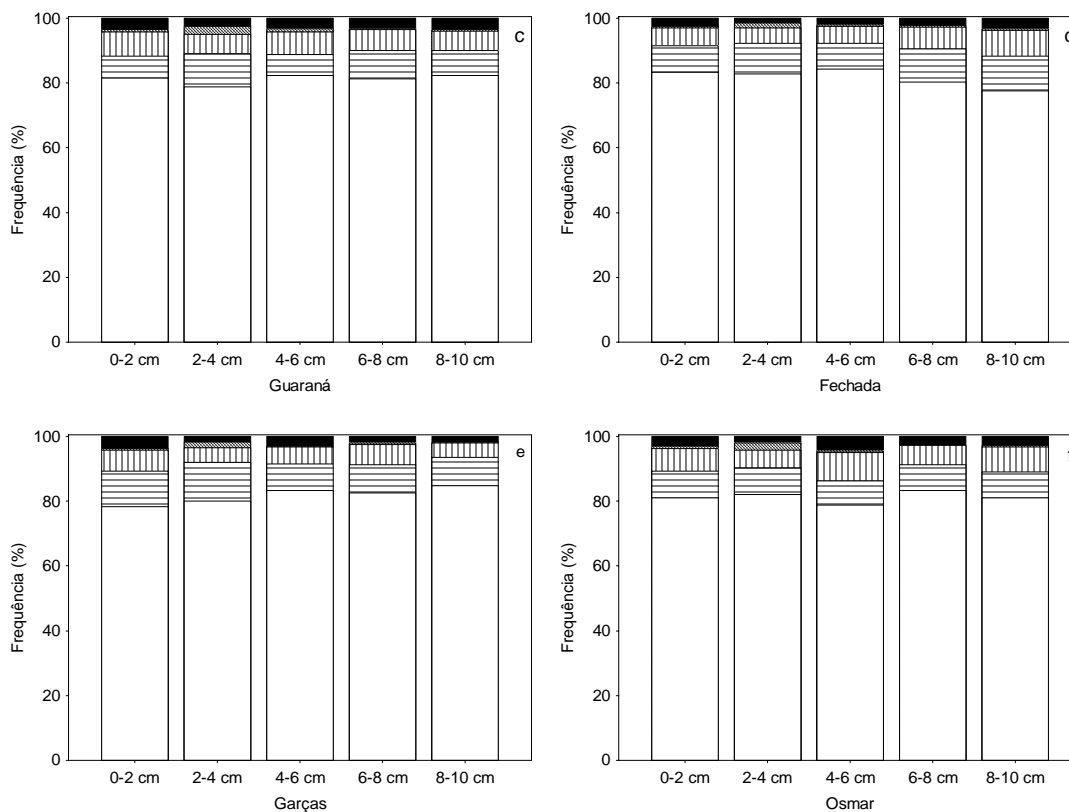


Fig.3 - Distribuição de densidades relativas das formas bacterianas encontradas nas diferentes profundidades do sedimento; ■ = Vibrião; ▨ = Bastonete > 0,2 μm^3 ; ▤ = Bastonete < 0,2 μm^3 ; ▧ = Cocos > 0,05 μm^3 ; □ = Cocos < 0,05 μm^3

Média, desvio padrão, valores máximos e mínimos das variáveis analisadas encontram-se na tabela 1. Com a média das variáveis analisadas para cada lagoa e cada estrato, foi realizada uma análise de componentes principais. Os dois primeiros eixos da análise, explicaram 74,0% da variabilidade total dos dados. Sendo que o eixo 1 (39,1%) foi influenciado negativamente por areia fina e muito fina (tamanho de partículas inferior a 0,25 mm) e positivamente por grânulos e areia muito grossa (partículas de 1 a 4 mm), o eixo 2 (34,9%) foi influenciado negativamente por NTK e P-total, e positivamente por material inorgânico e potencial redox (Figura 4). Através desta análise pode-se visualizar a distribuição espacial dos ambientes pela planície, comprovada pela análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis - teste) que revelou haver diferenças significativas entre as lagoas amostradas, em relação aos escores da ACP (Eixo 1: $H_{(5, 90)}$: 84,32; Eixo 2: $H_{(5, 90)}$: 83,46; $p < 0,05$).

Tabela 1 – Média, desvio padrão (entre parênteses), valores mínimos e máximos das variáveis mensuradas para 6 ambientes da Planície de Inundação do Alto rio Paraná.

Ambiente	<i>P-Total</i> ($mg\ g^{-1}$)	<i>NTK</i> ($mg\ g^{-1}$)	<i>Material</i> <i>Orgânico</i> (%)	<i>Material</i> <i>Inorgânico</i> (%)	<i>Potencial</i> <i>Redox</i> (mV)	<i>Densidade</i> ($\times 10^{12}\ cels.$)
Patos	12,9 (1,8)	4,6 (2,0)	21,4 (17,2)	78,6 (17,2)	-159,2 (34,1)	0,015 (0,016)
<i>Min - Max</i>	11,6 – 17,8	0,7 – 6,3	5,0 – 78,0	22 – 95	-198,7- -78,5	0,0028 - 0,047
Ventura	1,5 (0,4)	0,4 (0,3)	3,8 (0,8)	96,2 (0,8)	-67,9 (43,0)	2,58 (2,52)
<i>Min - Max</i>	1,0 – 3,0	0,1 – 1,1	1,9 – 4,8	95,2–98,1	-126,3- +43,0	0,62 – 8,31
Guaraná	2,9 (1,1)	0,9 (1,2)	5,9 (4,3)	94,1 (4,3)	-115,9 (35,5)	2,00 (1,70)
<i>Min - Max</i>	1,8 – 6,1	0,4 – 5,3	2,4 – 19,9	80,1-97,6	-156,1- -48,7	0,56 – 4,56
Fechada	14,0 (1,2)	4,9 (0,4)	18,5 (1,5)	81,5 (1,5)	-206,4 (22,6)	2,29 (2,13)
<i>Min - Max</i>	12,1 – 16,9	4,2 – 5,4	16,3 – 22,4	77,6-83,7	-241,5- -167,3	0,58 – 6,55
Garças	6,9 (0,8)	1,4 (0,4)	12,8 (1,8)	87,2 (1,8)	24,8 (86,6)	3,11 (3,31)
<i>Min - Max</i>	6,1 – 8,7	0,8 – 2,0	7,2 – 14,4	85,6-92,8	-110,6-+170,7	0,68 – 11,02
Osmar	10,1 (0,6)	4,1 (0,7)	21,4 (2,9)	78,6 (2,9)	-130,7 (17,4)	2,17 (2,17)
<i>Min - Max</i>	9,2 – 11,2	3,1 – 5,2	16,7 – 26,8	73,2-83,3	-157,0- -106,0	0,53 – 7,77

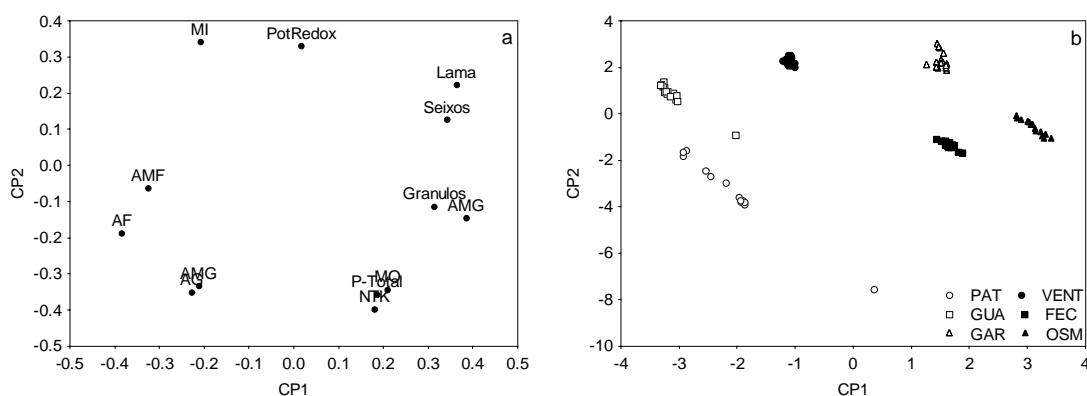


Fig. 4- Distribuição dos escores da análise de componentes principais (a) e ordenamento dos ambientes em relação ao sedimento de ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná. (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar)

Pela análise de variância, pode-se observar que as lagoas Patos e Guaraná, ambas conectadas aos rios (Ivinhema e Baía, respectivamente), não apresentaram diferenças significativas entre si com relação às variáveis que mais influenciaram o eixo 1 ($H_{(5, 30)} = 84,32; p < 0,01$) (fig.5-a). Ocorrendo o mesmo comportamento entre as lagoas Fechada e Garças (Baía e Paraná, respectivamente) e entre Patos e Ventura (Ivinhema).

Com relação às variáveis de maior influência para o eixo 2, a análise de variância demonstrou não haver diferenças significativas entre as lagoas Ventura e Garças (Ivinhema e Paraná), e entre Osmar e Guaraná (Paraná e Baía), mesmo sendo ambientes sem e com comunicação direta, respectivamente, com a calha do rio principal ($H_{(5, 30)} = 83,46; p < 0,01$) (fig. 5-b). O mesmo foi observado para a Fechada e Osmar, ambas as lagoas sem comunicação direta com a calha do rio principal (Baía e Paraná, respectivamente).

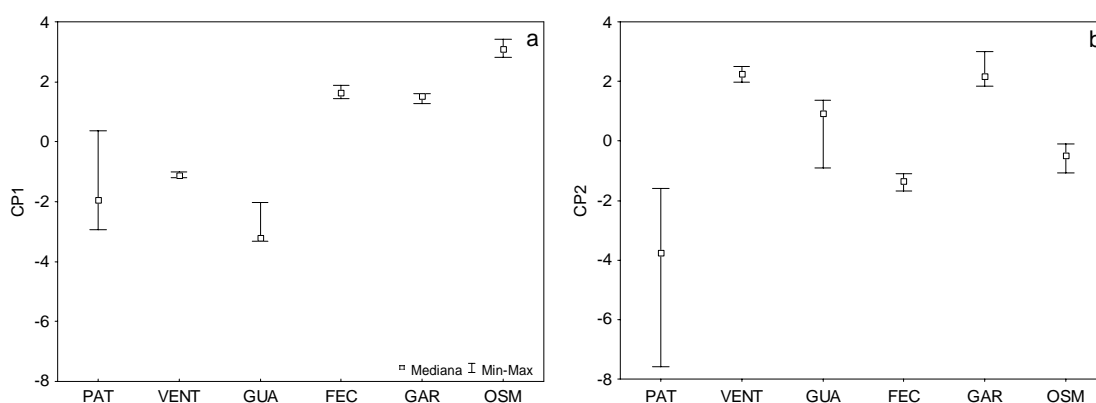


Fig. 5 - Análise de Variância não paramétrica (Kruskal-Wallis - teste), com os escores selecionados para a interpretação da análise de componentes principais (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar)

Os escores da ACP foram correlacionados positivamente com os valores de densidade bacteriana (Eixo 1: $\rho = 0,26; p < 0,05$ e Eixo 2: $\rho = 0,52; p < 0,05$). De acordo com a análise, as variáveis que mais influenciaram o eixo 2, ou seja, as concentrações de nutrientes, foram mais correlacionadas com a densidade da bactéria heterotrófica total.

A análise de variância bi-fatorial com as variáveis mensuradas no estudo, concentrações de NTK (que oscilou de 4,88 mg/g na lagoa Fechada e 0,36 mg/g na

lagoa Ventura); P-total de 12,92 mg/g na lagoa dos Patos e 1,50 mg/g na lagoa Ventura, e teores de Material Orgânico (21,41% em L. Patos e 3,84% em L. Ventura) e Inorgânico (96,15% em L. Ventura e 78,59% em L. Patos); potencial redox (-206 mV em L. Fechada e 24,8 mV em Garças) e densidade bacteriana (dados Log-transformados) (fig. 6), foi realizada a fim de se observar se houveram diferenças significativas entre os ambientes e profundidades do sedimento analisados. Com relação às concentrações de P-total (Fig. 6-a), as lagoas Ventura e Osmar não apresentaram diferenças significativas entre os estratos analisados ($F=1,91$; $p<0,05$). Nas lagoas Ventura e Garças, observou-se decréscimo das concentrações de fósforo nas camadas inferiores do sedimento. Apresentando um comportamento contrário, Patos e Fechada, foram os ambientes que tenderam a acumular P-total (Fig. 6- a).

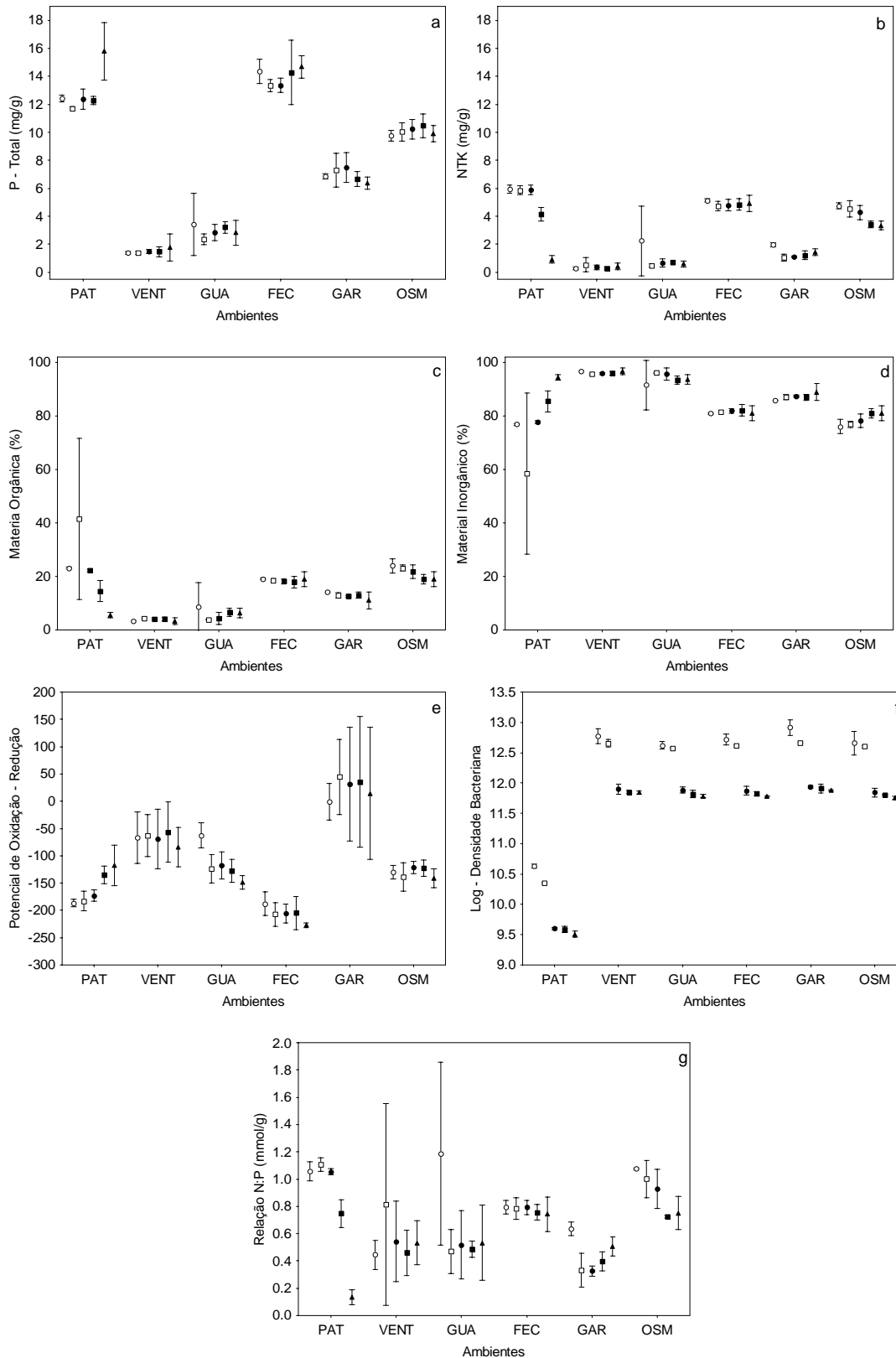


Fig.6 - Análise de variância bi-fatorial entre os ambientes amostrados e profundidades do sedimento: \circ = 0-2 cm; \square = 2-4 cm; \triangle = 4-6 cm; \blacksquare = 6-8 cm; \blacktriangle = 8-10 cm; (PAT= L. Patos; VENT= L. Ventura; GUA= L. Guaraná; FEC= L. Fechada; GAR= L. Garças; OSM= L. Osmar)

As concentrações de nitrogênio e fósforo total, no sedimento das lagoas estudadas, foram maiores nas lagoas Patos e Fechada (Fig.6 – a, b). As concentrações de NTK, nas lagoas Ventura e Fechada não apresentaram diferenças significativas entre os estratos analisados (Fig.6 – b) ($F=7,26$; $p<0,05$). Para os demais ambientes, foram obtidas as maiores concentrações nas camadas superficiais, podendo indicar uma deposição recente das formas orgânicas nitrogenadas.

Na análise do material inorgânico e orgânico das diferentes profundidades do sedimento (Fig.6 – c, d), para todos os ambientes, o material inorgânico apresentou os maiores teores, com distribuição praticamente homogênea entre as diferentes profundidades ($F= 2,23$; $p<0,05$). No entanto, na lagoa Patos, observou-se uma tendência de deposição deste material. O mesmo comportamento foi observado para os valores de matéria orgânica, sendo que a lagoa Ventura foi o ambiente mais diferenciado, com o menor teor ($F=2,23$; $p<0,05$).

Os ambientes foram diferentes estatisticamente entre si para os valores de potencial de oxidação-redução (Eh) do sedimento ($F= 40,23$; $p<0,05$). A lagoa Garças apresentou o sedimento mais oxidado (maiores valores de Eh), e a lagoa Fechada como mais reduzido (menores valores de Eh) (Fig. 6-e). Isto pode sugerir que neste último ambiente há uma maior quantidade de material orgânico decomponível favorecendo maior atividade de microorganismos, comparativamente aos demais ambientes. Outro fato observado é a tendência das lagoas Ventura, Guaraná e Fechada em apresentar menores potenciais oxidativos nas camadas mais profundas do sedimento.

Houveram diferenças significativas entre os ambientes e as camadas do sedimento analisados para a densidade bacteriana ($F=6,62$; $p<0,05$) (Fig. 6-f). Em todas as lagoas, nas camadas superiores (0-4 cm) foram obtidas as maiores densidades. Vale destacar a lagoa Patos como o ambiente onde foram obtidas as menores densidades bacterianas.

Em todos os ambientes as concentrações de P-total do sedimento analisado foi maior que NTK (média de 8,06 mg/g de P-total para 2,69 mg/g de NTK). Para as lagoas Patos e Garças a concentração de P-total, em quantidade de matéria, foi aproximadamente 2,5 vezes maior que N-total e na lagoa Osmar apenas 1,1 (Fig.6-g).

2.7 Discussão

Rheinheimer *et al.* (42), estudando ambientes marinhos, observaram que a maior atividade bacteriana ocorre em compartimentos onde há condições mais favoráveis ao seu desenvolvimento, como oxigênio e material orgânico. Este fato, foi corroborado pela distribuição vertical da densidade bacteriana em sedimentos de diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Neste ambientes, caracterizados pela elevada disponibilidade de matéria orgânica, a oxidação aeróbica prevalece em altas taxas nas camadas superficiais do sedimento, disponibilizando carbono, nitrogênio e fósforo, resultando em uma combinação mais eficiente para a produtividade bacteriana (15). Mesmo em ausência de oxigênio, a comunidade bacteriana, que são organismos extremamente versáteis na tomada energética (32), encontram-se em grande densidade.

No presente estudo pode-se constatar maior densidade bacteriana na interface água sedimento e nos estratos verticais, comparativamente à coluna de água. Este fato é justificado pelo sedimento ser um compartimento que apresenta maiores concentrações de carbono orgânico, o que estimula o crescimento bacteriano (45) além de apresentar alta diversidade (16) e atividade bacteriana (19).

Em todos os ambientes estudados as maiores densidades bacterianas encontradas na região de interface água-sedimento deve-se as constantes trocas entre estes compartimentos e ainda às condições propícias de oxigenação promovidas pela coluna de água. De acordo com Liikanen & Martikainen (27) esta região é extremamente propícia ao desenvolvimento de bactérias heterotróficas. Os maiores valores de densidade bacteriana obtidos nas camadas superficiais (0-4 cm), seguida de queda acentuada na densidade em direção às camadas mais profundas pode ser resultado da transição de ambiente óxido para uma condição de anoxia, que ocorre num perfil vertical (20, 49).

A predominância de bactérias cocóides de reduzido tamanho em todos os ambientes e camadas do sedimento sugere que o crescimento bacteriano nos ambientes estudados, não seja limitado pela disponibilidade de nutrientes, corroborando com os estudos de Sigee (50) e Øvreas *et al.* (36). Outro fator, que possibilita a dominância desta forma celular, é a relação superfície/volume (S/V) que implica diretamente na capacidade de absorção de nutrientes (50).

Apesar das altas densidades bacterianas encontradas nos distintos ambientes, a lagoa Patos, diferiu do demais pelos menores valores em todas as amostras e camadas analisadas. Isto supõe que ocorra uma relação entre a quantidade e a qualidade do carbono, visto que, Azevedo *et al.* (3) constataram que este ambiente aquático apresenta uma grande quantidade de carbono alóctone, principalmente ácidos fúlvicos, tanto na coluna de água como no sedimento. Além disso, estudos relatam que maiores densidades bacterianas são obtidas em presença de carbono mais lábil (e.g.54). Outro fator que poderia estar relacionado às menores densidades neste ambiente, seria a conectividade desta lagoa com o rio Ivinhema, visto que há a presença de uma canal de comunicação permanente com o rio.

A separação clara dos ambientes apontada pela Análise de Componentes Principais, comprovados pela análise de variância, ressalta que mesmo sendo os ambientes pertencentes à mesma sub-bacia hidrográfica, os fatores locais podem ser mais importantes para a dinâmica e funcionamento do meio (44). Estas peculiaridades têm elevada relevância, contribuindo assim, para a manutenção da alta diversidade biológica em sistemas rios-planícies de inundação (1).

Ainda, a granulometria do sedimento parece desempenhar um papel importante na estruturação dos ambientes, como destacado pelos resultados dos ambientes Fechada e Garças, que foram similares, pelos escores do eixo 1 da análise de componentes principais, o qual foi influenciado por esta variável, mesmo diferindo quanto ao grau de comunicação (sem e com comunicação, respectivamente) com o rio principal (Baía e Paraná).

A fraca correlação entre densidade bacteriana e os escores do primeiro eixo da análise de componentes principais, corrobora com a idéia de que a atividade bacteriana seja mais eficaz em presença de partículas mais finas (24). Possivelmente isso ocorra devido a presença de compostos orgânicos mais lábeis em determinado estágio de decomposição (4), que se tornam facilmente assimiláveis pela atividade bacteriana (11, 54).

Sendo ambos os eixos da ACP correlacionados positivamente com a densidade bacteriana, os resultados indicam a dependência no aumento do número de células em relação às condições físicas e químicas do sedimento, corroborando com os estudos de Coveney e Wetzel (10) e Rejas *et al.* (40), que verificaram a limitação do crescimento bacteriano pela concentração de nutrientes inorgânicos. Porém, os dados não

diagnosticam qual o fator limitante para este crescimento bacteriano no sedimento dos ambientes estudados.

De acordo com Toolan *et al.* (58) e Morris e Lewis (31) a disponibilidade de nutrientes pode controlar a densidade bacteriana. Sendo assim, a distinção entre os ambientes principalmente com relação às concentrações de NTK e P-total, pode ser resultante de biodegradação e da influência da decomposição, pois há diferenças na liberação de nutrientes dependendo do estágio que o processo se encontra (37). Este processo origina um grande número de compostos de difícil degradação por microorganismos, podendo proporcionar características particulares aos ambientes aquáticos (e.g 13, 57).

Foi observada uma tendência de deposição, nas camadas mais profundas do sedimento (6-10 cm), das concentrações de fósforo total, exceto para a lagoa das Garças. A ciclagem deste elemento, agente limitante na produtividade de ambientes aquáticos (46), é governada pelo ambiente físico e químico na interface água-sedimento e pela ação microbiana presente no próprio sedimento (17), indicando assim, condições que contribuam para as características conservativas deste compartimento. As menores concentrações deste nutriente foram observadas nos ambientes que apresentaram tamanho de partículas menores, contrariando a idéia de partículas maiores facilitariam a liberação deste nutriente para a coluna de água (18).

Outro fato observado foi à baixa disponibilidade de NTK nas diferentes camadas de sedimento e ambientes, resultando numa baixa relação N: P (em torno de 2 vezes mais fósforo que nitrogênio). Deve-se ressaltar que esta relação é apenas uma estimativa, visto que para tal relação não foram obtidas as formas inorgânicas de nitrogênio.

A baixa disponibilização de NTK, que consiste na fração orgânica e amoniacal das formas de nitrogênio, pode ser explicada pela utilização preferencial pela comunidade bacteriana por aminoácidos durante a estação mais quente (período amostrado) (8). Isto causa a redução da disponibilidade das formas nitrogenadas, principalmente nas regiões de maior densidade bacteriana, no presente estudo, os primeiros centímetros do sedimento.

Os ambientes que apresentaram maiores concentrações de nutrientes demonstraram potencial redox (Eh) mais redutores em seu sedimento, obtendo assim, uma correlação negativa entre o Eh e as concentrações de nutrientes (P-total e NTK). Isto indica que a deposição da matéria orgânica favorece o desenvolvimento de

organismos que utilizam a energia envolvida no processo de oxidação deste material para seus processos vitais, liberando assim íons para a coluna de água. Liikanen e Martikainen (27) relatam que quanto mais reduzido for o ambiente, possivelmente mais intensa a atividade microbiana, explicando assim, a correlação obtida. A lagoa Garças, que apresentou potenciais mais oxidativos, e altas densidades bacterianas, possivelmente tenha neste resultado a explicação para este fato. Ainda esta lagoa apresenta elevado grau de conectividade com o rio Paraná, apresentando também altos teores de oxigênio dissolvido na coluna de água (43).

Em resumo, os resultados deste trabalho, mostraram que a densidade bacteriana esteve correlacionada com as condições físicas e químicas do sedimento, além do mais, altas densidade bacterianas principalmente nas camadas superficiais podem interferir nos valores de potencial redox, na deposição e/ou consumo de nutrientes nesta região. Observou-se também indícios de deposição das formas de fósforo principalmente nos estratos inferiores do sedimento. Ainda, a distribuição espacial dos ambientes estudados aliada a características intrínsecas, ressalta mais uma vez, a grande heterogeneidade de habitats presente em sistemas rios planície de inundação.

Referências:

1. Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C.V.; Winemiller, K.O. (2000). Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds) Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, pp 89–118.
2. Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 257-263.
3. Azevedo, J. C. R.; Teixeira, M. C.; Santos, A. M.; Leandrini, J. A.; Pagioro, T. A. (2008). Caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida da planície de inundação do Alto Rio Paraná. *Oecol. Bras.*, 12(1), 66-77.
4. Bertilsson, S.; Tranvik, L. J. (2000). Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnology and Oceanography*, 45, 753-762.

5. Blum, L. K.; Mills, A. L. (1991). Microbial growth and activity during the initial stages of seagrass decomposition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 70, 73-82.
6. Brum, P. R.; Esteves, F. A. (2001). Changes in abundance and biomass of the attached bacterial community throughout the decomposition of three species of aquatic macrophytes. Pp 77-96. In: Faria, B. M.; Farjalla, V. F.; Esteves, F. A. (eds). *Aquatic Microbial Ecology in Brazil*. Series Oecologia Brasiliensis, vol IX. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brazil.
7. Burns A., Ryder D. S. (2001). Response of bacterial extracellular enzymes to inundation of floodplain sediments. *Freshw. Biol.*, 46, 1299.
8. Christian, B. W.; Lind, O. T. (2007). Multiple carbon substrate utilization by bacteria at the sediment-water interface: seasonal patterns in a stratified eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 586, 43-56.
9. Coates, J. D.; Cole, K. A.; Chakraborty, R.; O'Connor, S. M.; Achenbach, L. A. (2002). Diversity and ubiquity of bacteria capable of utilizing humic substances as electron donors for anaerobic respiration. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 2445-2452.
10. Coveney, M. F.; Wetzel, R. G. (1992). Effects of Nutrients on Specific Growth Rate of Bacterioplankton in Oligotrophic Lake Water Culture. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58 (1): 150-156.
11. Cunha-Santini, M. B.; Bianchini Jr. I. (2008). Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). *Organic Geochemistry*, 39, 157-166.
12. D'hondt, S.; Jorgensen, B. B.; Miller, D. J.; Batzke, A.; Blake, R.; Cragg, B. A.; Cypionka, H.; Dickens, G. R.; Ferdelman, T.; Hinrichs, K. U.; Holm, N. G.; Mitterer, R.; Spivack, A.; Wang, G. Z.; Bekins, B.; Engelen, B.; Ford, K.; Gettemy, G.; Rutherford, S. D.; Sass, H.; Skilbeck, C. G.; Aiello, I. W.; Guerin, G.; House, C. H.; Inagaki, F.; Meister, P.; Naehr, T.; Niituma, S.; Parkes, R. J.; Schippers, A.; Smith, D. C.; Teske, A.; Wiegel, J.; Padilla, C. N.; Acosta, J. L. S. (2004). Distributions of microbial activities in deep subseafloor sediments. *Science*, 306, 2216–2221.
13. Ephraim, J; Marinsky, J. A. (1986). A Unified Physicochemical Description of the Protonation and Metal Ion Complexation Equilibria of Natural Organic Acids (Humic and Fulvic Acids). 3. Influence of Polyelectrolyte Properties and

- Functional Heterogeneity on the Copper Ion Binding Equilibria in an Armadale Horizons Bh Fulvic Acid Sample. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 367-376.
14. Esteves F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, (1998). 602p.
 15. Farjala, V. F.; Esteves, F. A.; Bozelli, R. L.; Roland, F. (2002). Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian. *Hydrobiologia*, 489, 197-205.
 16. Feng, B. W.; Li, X. R.; Wang, J. H.; Hu, Z. Y.; Meng, H.; Xiang, L. Y.; Quan, Z. X. (2009). Bacterial diversity of water and sediment in the Changjiang estuary and coastal area of the East China Sea. *FEMS Microbial Ecol.*, 70, 236-248.
 17. Gächter, R.; Meyer, J. S. (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253, 103-121.
 18. Gainswin, B. E.; House, W. A.; Leadbeater, B. S. C.; Armitage, P. D.; Patten, J. (2006). The effects of sediment size fraction and associated algal biofilms on the kinetics of phosphorus release. *Sci Total Environ.*, 360, 142– 157.
 19. Gantzer, C. J.; Stefan, H. G. (2003). A model of microbial activity in lake sediments in response to periodic water-column mixing. *Water Research*, 37, 2833-2846.
 20. Gast, V.; Gocke, K. (1988). Vertical distribution of number, biomass and size-class spectrum of bacteria in relation to oxic/anoxic conditions in the Central Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 45, 179-186.
 21. Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohmstad, M. A. M.. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. Oxford: Blackwell Scientific, (1978). 214p.
 22. Gonzales, A. M.; Paranhos, R.; Lutterbach M. S. (2006). Heterotrophic bacteria abundance in Rodrigo de Freitas lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal of Microbiology*, 37, 428-433.
 23. Hedges, J. I.; Hu, F.S.; Devol, A.H.; Hartnett, H. E.; Tsamakis, E.; Keil, R. G. (1999). Sedimentary Organic Matter Preservation: A test for selective degradation under oxic conditions. *American Journal of Scienc*, 299, 529-555.
 24. Jackson, C. R.; Vallaire, S. C. (2007). Microbial activity and decomposition of fine particulate organic matter in a Louisiana cypress swamp. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 26 (4), 743- 754.

25. Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D. P. Dodge (ed.), Proceedings of the International large Rivers Symposium (LARS). **Canadian Special Publication, Fish Aquatic Sciences**, 106, 110-127.
26. Kolm; H. E.; Santos, P. R. N. M.; Sautter, K. D. (2007). Bacteria in water and sediments of Guaratuba bay, Paraná, Brazil; *Tropical Oceanography*, 35(1), 51-69.
27. Liikanen, A.; Martikainen, P. J. (2003). Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across the sediment–water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52: 1287–1293.
28. Mackereth, F. Y. H.; Heron, J.; Talling, J. F. (1978). Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36, 1-120.
29. McCune, B.; Mefford, M.J. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, (1999).
30. McDonald, M.; Bishop, A. G.; Prenzler, P. D.; Robards, K. (2004). Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 527, 105–124.
31. Morris, D. P.; Lewis Jr., W. M. (1992). Nutrient limitation of bacterioplankton growth in Lake Dillon, Colorado. *Limnol. Oceanor.*, 37 (6), 1179-1192.
32. Neelson, K. H. (1997). Sediment bacteria: Who’s there, what are they doing, and what’s new? *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 25, 403-434.
33. Neiff, J. J., (1990). Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência*, 15(6), 424-441.
34. Nelson, D. M.; Ohene-Adjei, S.; Hu, S.F.; Cann, I. K. O.; Mackie, R. I. (2007). Bacterial diversity and distribution in the Holocene Sediments of a northern temperate lake. *Microbial Ecology*, 54: 252-263.
35. O’Loughlin, E. J.; Chin, Y. P. (2004). Quantification and characterization of dissolved organic carbon and iron in sedimentary porewater from Green Bay, WI, USA. *Biogeochemistry*, 71, 371-386.
36. Øvreas, L.; Bourne, D.; Sandaa, R. A.; Casamajor, E. O.; Benlloch, S.; Goddard, V.; Smerdon, G.; Helas, M.; Thingstad, T. F. (2003). Response of bacterial and viral communities to nutrient manipulations in seawater mesocosms. *Aquat. Microb. Ecol.*, 31, 109-121.

37. Padial, A. A.; Thomaz, S. M. (2006). Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw) Kunth Measured on a tropical flow-regulated floodplain (Paraná river, Brazil). *River Res. Applic.*, 22, 791-801.
38. Peng, J. F.; Wang, B. Z.; Song, Y.; Yuan, P. Liu, Z. (2007). Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of a wastewater stabilization pond. *Ecological Engineerin*, 32, 92-97.
39. Porter, K.; Feig, Y. S. (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948
40. Rejas, D.; Muylaert, K.; De Meester, L. (2005). Phytoplankton-bacterioplankton interactions in a neotropical floodplain lake (Laguna Bufeos, Bolívia). *Hydrobiologia*, 543, 91-99.
41. Rheinheimer, G. (1984). Bacterial Ecology of the North and Baltic Seas. *Botanica Marina*, 27, 277-299.
42. Rheinheimer, G.; Gocke, K.; Hoppe, H-G. (1989). Vertical distribution of microbiological and hydrographic-chemical parameters in different areas of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 52, 55-70.
43. Roberto, M. C.; Santana, N. F.; Thomaz, S. M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.*, 69(2, Suppl.), 631-637.
44. Rocha, R. R. A.; Thomaz, S. M. (2004). Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26 (3), 261-271.
45. Sävström, C.; Ask, J.; Karlsson, J. (2009). Viruses in subarctic lakes and their impact on benthic and pelagic bacteria. *FEMS Microbial Ecol.*, 70: 471-482.
46. Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184 (4139): 897-899.
47. Scow, K. M. Rate of biodegradation. Chapter 9: In **Handbook of Chemical Propriety Estimation Methods**. Lyman, W.J; Reehl, W.F; Rosenblatt, D.H. (eds) American Chemical Society, (1990). Washington.
48. Sherr, E. B. & Sherr, B. F. Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists. In KEMP, P. F.; B. F. SHERR; E. B. SHERR; J. J. COLE (eds), **Handbook of methods in Aquatic Microbial Ecology**. Boca Raton, Florida: (1993), p. 207-212.

49. Shivaji, S.; Kumari, K.; Kishore, K. H.; Pindi, P. K.; Rao, P. S.; Srinivas, T. N. R.; Asthana, R.; Ravindra, R. (2010). Vertical distribution of bacteria in a lake sediment from Antarctica by culture-independent and culture-dependent approaches. *Research in Microbiology*, 1-13.
50. Sigeo, D. C.; Freshwater Microbiology Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment. John Wiley Sons, LTD. University of Manchester, UK. (2005). 517p.
51. Sinsabaugh, R. L.; Findlay S.; Franchini, P.; Fischer, D. (1997). Enzymatic analysis of riverine bacterioplankton production. *Limnology and Oceanography*, 42, 29–38.
52. Statsoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system) version 7.1, disponível em www.statsoft.inc.
53. Teixeira, C.; Tundizi, J. G.; Kutner, M. B. (1965). Plankton studies in a mangrove. II: The standing- stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanog.*, 24(1), 23-41.
54. Teixeira, M. C.; Santana, N. F.; Azevedo, J. C. R.; Pagioro, T. A. Bacterioplankton features and its relations with DOC characteristics and other limnological variables in Paraná River floodplain environments (PR/MS-Brazil). *Brazilian Journal of microbiology*, (*in press*).
55. Thomaz, S. M.; Pagioro, T. A.; Bini, L. M.; Roberto, M. C.; Rocha, R. R. A; (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels; Chapter 4. In **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation**. THOMAZ, S. M; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (eds). Backhuys Publishers: Leiden; 75-102.
56. Thomaz, S.M; BIni, L.M; Bozelli, RL. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.
57. Tipping, E.; Hurley, M. A. (1992). A unifying model of cation binding by humic substances. *Geochimica et cosmochimica acta*, 56 (10), 3627-3641.
58. Toolan, T.; Wehr, J. D.; Findlay, S. (1991). Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake. *Appl Environ Microbiol.*, 57 (7), 2074-2078.
59. Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/PELD/CNPq. A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq: Relatório anual (2002).

Coordenação: A. A. Agostinho; S. M. Thomaz; L. Rodrigues; L. C. Gomes.
Maringá, (2002).

60. Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.
61. Zagato, E. A. G.; Jacinto, A. O.; Reis, B. F.; Krug, F. G.; Bergamin, F. H.; Pessenda L. C. R.; Mortatti, J.; Giné, M. F.. Manual de análises de plantas e águas empregando sistema de injeção de fluxo. Universidade de São Paulo: Centro de Energia Nuclear na Agricultura. (1981). Piracicaba.

3 AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS NUM PERFIL VERTICAL DO SEDIMENTO DE LAGOAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

3.1 RESUMO

O pulso hidrológico mantém o funcionamento e a biodiversidade em planícies de inundação, propiciam a conexão entre os diferentes habitats, troca de material biológico e aumentam os teores de nutrientes pela lixiviação da região litorânea e decomposição de macrófitas aquáticas. A parte lábil dessa matéria orgânica é assimilada prontamente pelas bactérias, contribuindo significativamente para a ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. Assim, esses organismos aumentam sua densidade e consomem uma fração significativa da produção fotossintética total. O objetivo deste trabalho foi verificar alterações espaço-temporais dos teores de nitrogênio orgânico, fósforo total, material orgânico e inorgânico, densidade e biomassa bacteriana, em estratos do sedimento de lagoas de planície de inundação, bem como investigar sua relação com o nível hidrométrico. A análise variância aplicada para testar diferenças entre os ambientes ao longo do tempo demonstrou que não houve variação temporal das variáveis analisadas, apenas diferenças espaciais, ressaltando a ampla variabilidade de condições e consequentemente de habitats presente nestes sistemas. Correlações de Spearman foram utilizadas para verificar a influência do nível hidrométrico nas concentrações de nutrientes e biomassa bacteriana, porém os dados indicaram fraca correlação, possivelmente devido ao período não ter apresentado época marcante de inundação, que possibilitaria a lixiviação da várzea provocando alterações nas variáveis bióticas e abióticas. Análise de variância tri-fatorial usada para testar diferenças significativas entre os estratos do sedimento, ambiente e tempo resultou em interações significativas, com distinção dos estratos superficiais (0-4 cm). Houve tendência de menores biomassas bacterianas em março/2009 e acúmulo de fósforo total no sedimento.

Palavras chave: Nutrientes. Bactéria. Sedimento. Planície de inundação.

ESTIMATE OF HETEROTROPHIC BACTERIA DISTRIBUTION IN A VERTICAL SEDIMENT LAYER PARANÁ RIVER FLOODPLAIN LAKES.

3.2 ABSTRACT

The hydrological pulse comand the functioning and the biodiversity in floodplains, providing connection between different habitats, exchange of biological material and increases the levels of nutrients by leaching of material from land and from aquatic macrophytes decomposition. Part of this labile organic matter is readily assimilated by bacteria and contributes significantly to nutrient cycling and energy flow. These organisms increase their density and uptake a significant fraction of the total photosynthetic production. The aim of this study was to assess changes in spatiotemporal levels of organic nitrogen, total phosphorus, inorganic and organic material, bacterial density and biomass in the sediment layers of floodplain lakes and investigate its relationship with the water level. Analysis of variance was applied to test differences between the environments over time showed that there was no temporal variation of the parameters analyzed, only spatial differences, highlighting the wide variability of habitat conditions and therefore present in these systems. Spearman correlations were used to evaluate the influence of water level in the nutrient concentrations and bacterial biomass, but the data indicated a weak correlation, possibly due to not having made the time period marked the flood, which would allow the leaching of floodplain causing changes in biotic and abiotic factors. Analysis of variance tri-factorial used to test significant differences among the layers of sediment, environment and time resulted in significant interactions with distinction from superficial layers (0-4 cm). Were tendency to bacterial biomass decreased in March 2009 and accumulation of phosphorus in the sediment.

Keywords: Nutrients. Bacteria. Sediment. Floodplain.

3.3 Introdução

Os sistemas rios-planícies de inundação apresentam uma variedade de condições abióticas, indicando grande diversidade de habitats, o que favorece a alta biodiversidade encontrada nestes sistemas (1). Sendo assim, a principal função de força atuante nestes sistemas é o pulso de hidrológico, considerado o fator regulador que mantém o funcionamento e a biodiversidade (26, 36).

Nestes sistemas as concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, aumentam no início da inundação devido à lixiviação da região litorânea e a decomposição das macrófitas aquáticas (e.g. 58). Essa matéria orgânica em decomposição tende a ser depositada no sedimento, que passa a ser o local adequado a processos bioquímicos associados a microorganismos (37, 11).

Em ambientes aquáticos, a matéria orgânica presente pode ser lábil (predominantemente autóctone) ou refratária (predominantemente alóctone) (24). A matéria orgânica alóctone consiste predominantemente de material altamente refratário e substâncias húmicas, que são de difícil degradação biológica (35), devido à baixa concentração de nitrogênio e fósforo na sua composição (62). As bactérias, componentes da cadeia alimentar aquática, contribuem significativamente para a ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (2). Estes organismos assimilam prontamente a parte lábil (13), aumentando assim a sua densidade (55), e consomem uma fração significativa da produção fotossintética total (63, 2).

Os seres procariontes heterótrofos, desempenham papéis importantes na estrutura e dinâmica da cadeia trófica e na remineralização da matéria orgânica (3). Este processo supre nutrientes aos produtores primários, sendo o carbono e o nitrogênio em suas formas orgânicas, os principais constituintes da matéria orgânica depositada no sedimento (47). Neste compartimento, as bactérias participam da remineralização dos compostos orgânicos e na nutrição da fauna bentônica (42). Além disso, as bactérias heterotróficas são o principal agente biológico no ciclo do carbono (7).

Bactérias da interface água-sedimento incorporam e oxidam o carbono orgânico, diminuindo a energia “química” livre disponível no meio aquático para os produtores primários, sendo este compartimento um amplo habitat para a bactéria heterotrófica (31) propício para a alta atividade biológica neste ambiente (21). Além disso a intensa atividade bacteriana e oxidação da matéria orgânica diminuem o

potencial redox e aumentam as concentrações de nutrientes reduzidos, como por exemplo, amônia (31, 52).

Thomaz *et al.* (59), demonstraram que as concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo no sedimento apresentam alta explicação sobre a variabilidade da respiração microbiana, constatando que a concentração de fósforo foi o fator com maior grau de predição com relação a essa respiração. A ciclagem deste elemento é governada pelo ambiente físico e químico na interface água sedimento, e pela ação microbiana presente no sedimento (20). Estudos demonstram que o decréscimo da biomassa bacteriana resulta em diferenças significativas para a regulação da dinâmica do fósforo (22). Além disso, nutrientes inorgânicos como nitrato, amônio e fosfato tornam-se limitantes para o crescimento bacteriano, mesmo que haja quantidade suficiente de carbono (41).

A relação matéria orgânica e densidade bacteriana presente no sedimento, bem como sua dinâmica frente ao pulso de inundação torna-se foco a ser estudado, uma vez que a utilização do carbono orgânico por bactérias heterotróficas influencia fortemente a ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos e nos processos naturais de eutrofização (49). Assim, o objetivo deste trabalho foi verificar alterações espaço-temporais de nutrientes, densidade e biomassa bacteriana, em estratos superficiais de sedimento de ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná, de forma a observar a influência das formas de nitrogênio orgânico e fósforo total na distribuição de bactérias heterotróficas; verificar a variabilidade dos parâmetro ao longo de um ciclo hidrológico; e investigar a relação do nível hidrométrico com as variáveis analisadas.

3.4 Área de estudo:

As lagoas objeto deste estudo estão inseridas na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (Figura 1), onde ocorrem diversos biótopos formados pelas diferenças topográficas, vazão do rio principal e características locais.

A lagoa Patos (S22°49'471" W053°33'268") apresenta profundidade média de 3,5 m, e área aproximada de 113,8 ha, situada a margem esquerda do rio Ivinheima, com o qual se comunica através de um canal com uma grande diversidade de

macrófitas. A lagoa Guaraná (S22°90'633'' W053°16'554'') situada na margem direita do rio Baía e conectada a este rio por um curto canal com grande quantidade de macrófitas aquáticas, possui forma arredondada com aproximadamente 4,2 ha de área numa profundidade média de 2,1 m. O dique marginal desta lagoa apresenta uma altura aproximada de 0,4 m e suas margens são tomadas por gramíneas e uma grande diversidade de macrófitas aquáticas. A lagoa Fechada (S22°42'697'' W053°16'608''), localizada na margem esquerda do rio Baía, dentro da várzea que separa este do rio Paraná, é uma lagoa isolada, que apresenta conexão na sua porção superior apenas em períodos de cheias (62).

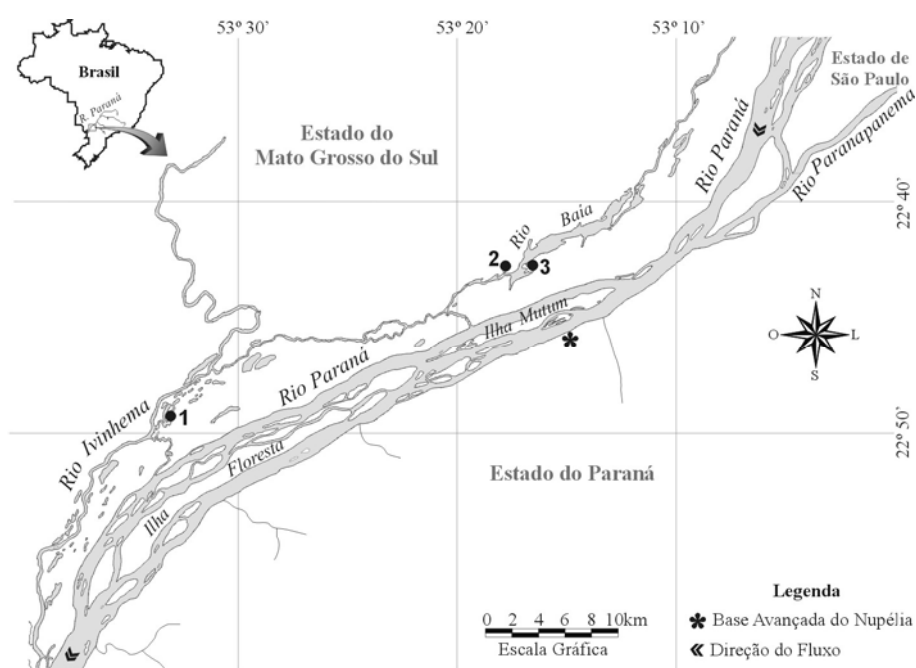


Fig. 1 – Localização dos pontos de amostragem: 1- Lagoa Patos; 2- Lagoa Guaraná; 3- Lagoa Fechada; (Fonte: Jaime Luis Lopes Pereira / Nupélia).

3.5 Metodologia

3.5.1 Campo

Amostras de sedimento na região litorânea das lagoas foram coletadas trimestralmente de junho de 2008 a março de 2009, perfazendo um total de 4 amostragens, em tréplica, com auxílio de um coletor de sedimento, tipo Córer com tubo de acrílico transparente, sendo os 10 cm de profundidade iniciais fracionados a

cada 2 cm (S1:0-2 cm; S2: 2-4 cm; S3: 4-6 cm; S4: 6-8 cm; S5: 8-10 cm). Cada fração foi acondicionada em potes de polietileno, mantidas sob refrigeração e protegidas de luz para posterior análise, de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total, matéria orgânica e inorgânica, densidade e biomassa bacterianas.

3.5.2 Laboratório

Para estimar a biomassa bacteriana e a densidade de bactérias heterotróficas totais do sedimento, as amostras foram diluídas em água destilada, bideionizada e filtrada em membrana de 0,2 µm de porosidade, para extração de bactérias seguindo a metodologia aplicada por Kolm *et al.* (27), sendo 15 mL do sobrenadante fixado com solução de formaldeído filtrado (48). Uma alíquota (0,1 mL) foi filtrada em membranas de policarbonato preto (Nucleopore®) de 0,2 µm de poro. Previamente à filtração, a alíquota foi corada com DAPI (fluorocromo 4-6-diamidino-2-phenylindole) (40). As bactérias foram quantificadas em aumento de 1000x em microscópio de epifluorescência (Olympus BX51). Células foram fotografadas com o auxílio do software Image Pro Express, versão 4.5.1.3 (Media Cybernetics, Inc) para estimar a biomassa bacteriana com base em seu biovolume utilizando o fator de conversão de Thiel-Nielsen e SØndergaard (56) ($1 \mu\text{m}^3 = 105 \text{ fg C}$).

Para análise dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P-Total) no sedimento, as amostras foram secas em estufa em aproximadamente 90°C e em seguida, maceradas em almofariz de porcelana. Após, uma massa do material seco foi pesada e digerida. Para análise do fósforo total o material seco foi digerido pelo método da digestão nitro-perclórico e em seguida foi diluída (64), o teor de fósforo foi determinado baseando-se na formação do azul de molibdênio, provocado pela redução do ácido fosfomolibdico pelo ácido ascórbico e quantificado espectrofotometricamente (23). O nitrogênio total Kjeldahl (NTK), após digestão do material, com peróxido de hidrogênio e ácido sulfúrico em presença de catalisador, foi quantificado pela destilação seguida de titulação das amostras com solução de ácido clorídrico (32). Os valores de matéria orgânica foram quantificados por gravimetria após incineração em forno Mufla a 550°C (53).

3.5.3 Análise estatística

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada para verificar os principais fatores que influenciam a densidade e biomassa bacteriana. Para esta análise utilizou-se a transformação logarítmica para reduzir a dimensionalidade dos dados (log). Seguiu-se os critérios propostos por Broken-Stick para a seleção dos eixos utilizados na interpretação, sendo a análise realizada utilizando-se o programa PC-ORD (34). Para comprovar os agrupamentos observados, foi realizada análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis test), com os escores dos eixos selecionados na análise. Correlações de Spearman foram utilizadas para relacionar os escores obtidos com os valores de nível hidrométrico do período de estudo, com o intuito de observar se ocorre influência da elevação do nível de água nas variáveis físico-químicas analisadas para o sedimento.

Os dados de fósforo total (P-total), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Material orgânico (MO), material inorgânico (MI) e densidade bacteriana foram log-transformados, para a redução da dimensionalidade dos mesmos. Após, foi realizada análise de variância bi-fatorial (Anova two-way) a fim de se observar diferenças entre os ambientes ao longo do tempo.

Uma análise de variância foi aplicada para determinar diferenças significativas entre os estratos do sedimento, ambiente e tempo (Anova tri-fatorial), sendo também utilizada a transformação dos dados (log) para as formas de nutrientes e densidade bacteriana. Optou-se por apresentar os dados de biomassa bacteriana em mgC cm^{-3} devido os mesmo proporcionarem uma visualização da amplitude de variação entre os ambientes, estrato e tempo, haja visto que o enfoque deste trabalho na planície de inundação do alto rio Paraná, ser algo ainda inexplorado. As análises de variância bem como as figuras foram confeccionadas pelo pacote Statistica versão 7.1 (51).

3.6 Resultados

Através da figura 2, observou-se que os menores valores de nível hidrométrico do rio Paraná, ocorreram entre novembro (média de 2,34 m) e dezembro (média de 2,06 m) de 2008 e o nível de transborde acima de 4,5 m, segundo Souza-Filho *et al.*(50), permaneceu apenas por 2 dias (29 de fevereiro e 01 de março de 2009), sete dias antes da coleta.

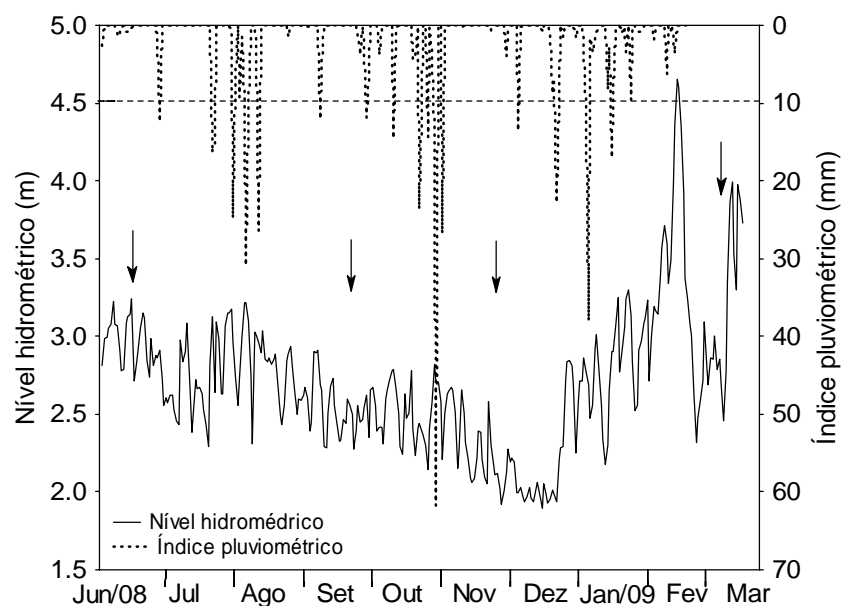


Fig. 2- Nível hidrométrico e índice pluviométrico diário do Alto rio Paraná (Dados fornecidos pela base avançada de pesquisa do Nupélia-UEM). As setas representam o período de coleta e a linha pontilhada horizontal o nível de transbordamento

Os escores obtidos através da análise de componentes principais (ACP) foram correlacionados com os valores do nível hidrométrico do período de estudo, para observar se ocorre influência da elevação do nível nas variáveis analisadas para o sedimento nos ambientes selecionados. O eixo 1, com 58,8% de explicação da variabilidade dos dados, foi influenciado positivamente pelos teores de material inorgânico (0,45) e negativamente por material orgânico (-0,56). O eixo 2, explicando 23,3%, foi influenciado positivamente pela concentração de P-total (0,34) e negativamente pela densidade bacteriana (-0,88). O eixo 1 da ACP apresentou uma correlação positiva significativa com o nível hidrométrico, porém fraca ($r = 0,15$) e para o eixo 2 uma correlação negativa igualmente baixa ($r = 0,17$). Já os dados pluviométricos apresentaram correlação significativa (Spearman) apenas com os escores do eixo 2 (chuva acumulada de 15 dias antes da coleta), porém fraca ($r = -0,17$).

Os eixos da ACP também foram correlacionados com a biomassa bacteriana, a fim de se obter relações de dependência da biomassa em relação aos escores, a biomassa foi correlacionada significativa e negativamente com os escores do eixo 2 ($r = 0,54$) (Fig. 3). Os dados demonstram uma fraca correlação entre biomassa bacteriana e concentrações de NTK ($r = 0,26$). A biomassa bacteriana também foi correlacionada com o índice pluviométrico a fim de se observar a influência da

precipitação nesta variável, porém, a análise mostrou uma fraca correlação com chuva acumulada de 10 dias ($r= 0,22$).

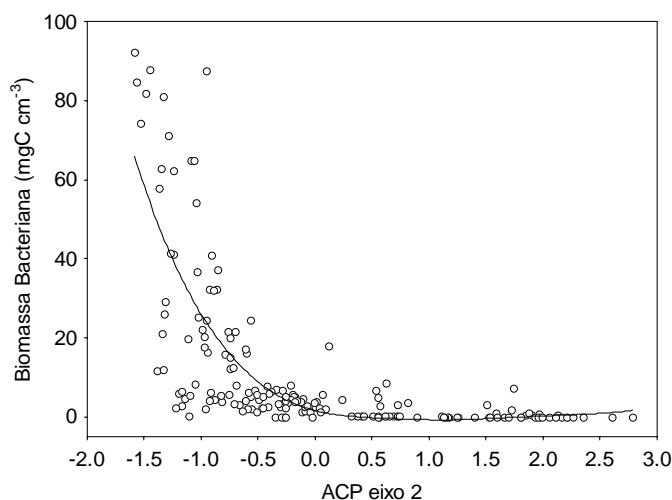


Fig.3- Correlação entre os escores da ACP (nutrientes e densidade bacteriana) e biomassa bacteriana

Os resultados da análise de variância bi-fatorial mostraram diferenças significativas (Fig. 4) entre os três ambientes quanto aos fatores abióticos: NTK, P-total, material orgânico, material inorgânico, e bióticos: densidade bacteriana, obtidos do sedimento, não diferindo entre os períodos amostrados.

As formas de P-total ($F= 21,25$; $p<0,05$) e Material Orgânico ($F= 6,47$ $p<0,05$); (Fig. 4- a, c), nas Lagoas Fechada e Patos apresentaram uma tendência de maiores concentrações destes nutrientes em novembro de 2008 (T3) (15,76 mg/g e 0,22 g/g, respectivamente, para a L. Fechada e 13,31 mg/g e 0,13 g/g para L. Patos) e março de 2009 (T4) (14,00 mg/g e 0,19 g/g, respectivamente, para L. Fechada e 12,92 mg/g e 0,21 g/g para L. Patos). Já na lagoa Guaraná observou-se um comportamento inverso aos demais ambientes, com as menores concentrações de nutrientes, exceto para Material Inorgânico ($F= 2,44$; $p<0,05$), ao qual apresentou as maiores concentrações (em média 0,87 g/g com valores máximos de 0,99 g/g na camada 8-10 cm em setembro/08 – T3).

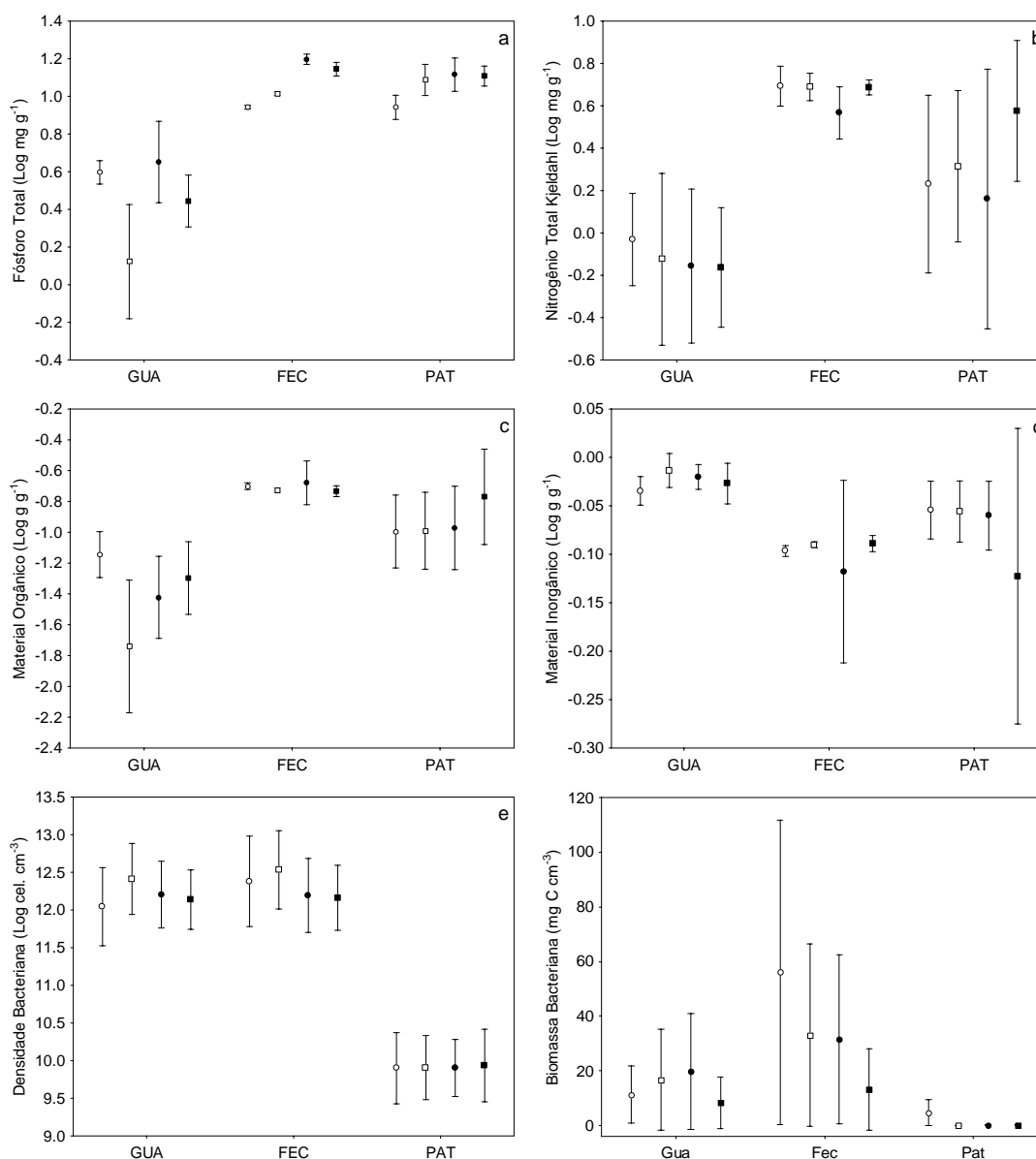


Fig 4 - Variação temporal dos valores logaritimizados de a) P-total b) NTK, c) material orgânico, d) material inorgânico, e) densidade e f) biomassa bacterianas; Para: \square = T1 (Jun/08); \square = T2 (Set/08); \bullet = T3 (Nov/08); \blacksquare = T4 (Mar/09)

A lagoa Patos foi o ambiente que apresentou as menores densidades e, conseqüentemente, biomassa bacterianas (média de $1,33 \times 10^{10}$ cels. cm⁻³, e maiores valores de $1,53 \times 10^{10}$ cels. cm⁻³) (Fig. 3-e, f), diferindo significativamente dos demais ambientes ($F= 494,0$ $p<0,05$). As lagoas Guaraná e Fechada não apresentaram diferenças significativas entre si.

Para se observar a relação entre ambiente, tempo e estrato em cada variável em estudo do sedimento, foi aplicada uma análise de variância tri-fatorial. A biomassa bacteriana variou entre ambientes, tempo e estrato ($F= 7,73$; $p<0,05$) (Fig. 5),

apresentando os maiores valores nos estratos superficiais (0-4 cm) para todos os tempos, chegando a $85,90 \text{ mgC cm}^{-3}$, para a lagoa Fechada em T1 (junho/2008). Para as lagoas Fechada e Guaraná (Fig. 5- a, b), foram observadas menores densidades em T4 (março/2009) ($2,29 \times 10^{12} \text{ cels. cm}^{-3}$ e $2,01 \times 10^{12} \text{ cels. cm}^{-3}$, respectivamente), porém, para a L. Patos obteve-se os menores valores de biomassa ($0,06 \text{ mgC cm}^{-3}$ em T2) e observa-se variação entre os estratos em T1 (junho/2008) (Fig.4-c).

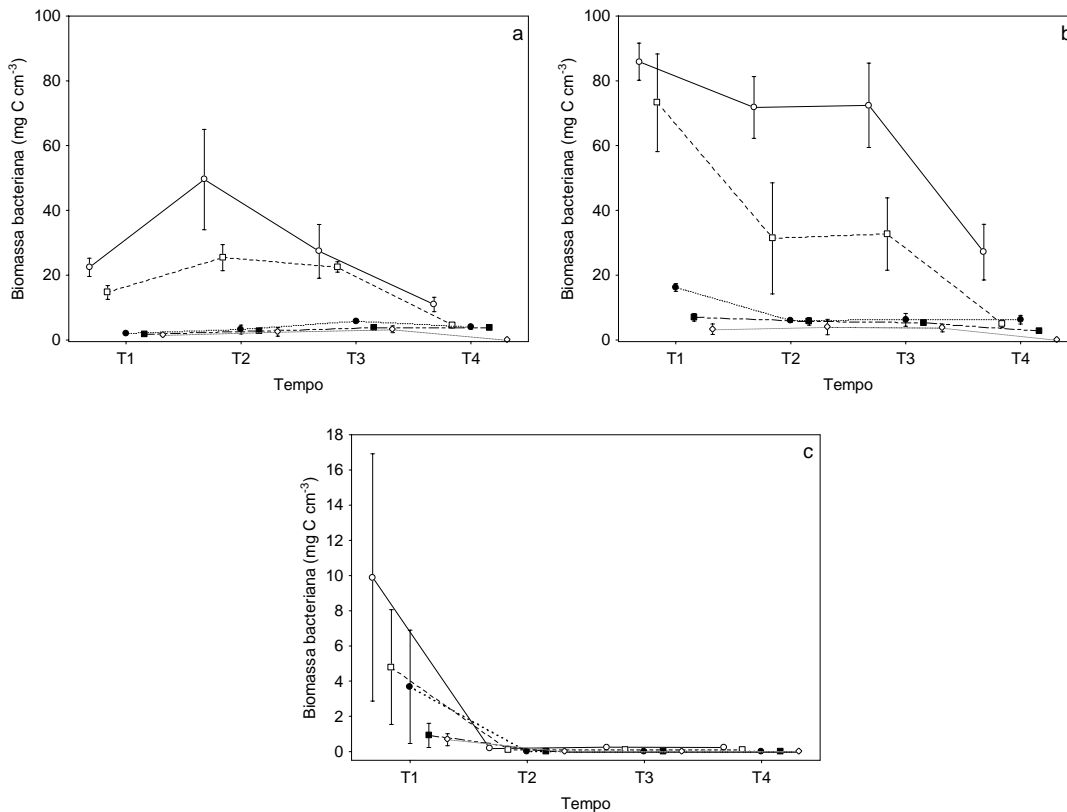


Fig. 5- Análise de variância tri-fatorial: relação entre estratos, tempo e ambientes para valores de biomassa bacteriana (mgC cm^{-3}) em a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos (\square =S1; \square =S2; \bullet =S3; \blacksquare =S4; \diamond =S5)

A densidade de bactérias heterotróficas totais mensuradas neste estudo apresentou interação significativa entre ambiente, estrato e tempo ($F= 6,00$; $p<0,05$) (Fig. 6). Os valores de densidade foram menores na lagoa Patos em todos os períodos amostrados. Nos três ambientes, em todos os períodos de estudo, os estratos superiores (S1 e S2), ou seja, até 4 cm de profundidade, apresentaram as maiores densidades bacterianas, chegando a $1,12 \times 10^{12} \text{ cels. cm}^{-3}$ na L. Fechada (T2). Os estratos também diferiram significativamente entre si ($F= 963,0$; $p<0,05$)

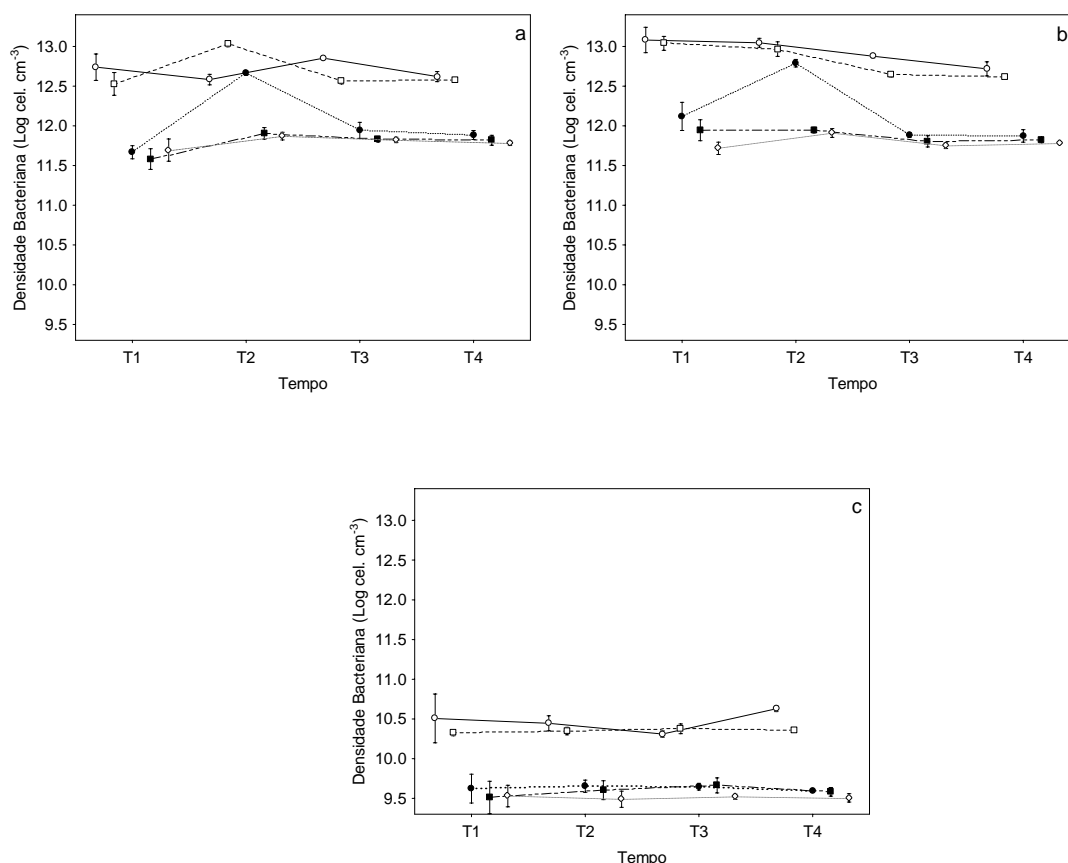


Fig. 6 Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para os valores de densidade (Log-transformados) em a- L. Guaraná, b- L. Fechada e c- L. Patos (\square =S1; \square =S2; \blacksquare =S3; \blacksquare =S4; \square =S5)

Para as concentrações de P-total, observou-se interação significativa entre ambiente, estrato e tempo, demonstrado pela análise de variância tri-fatorial ($F= 8,67$; $p<0,05$) (Fig. 7). A lagoa Guaraná apresentou as menores concentrações de P-total em todos os tempos, sendo em T2 (Setembro/08) os menores valores (Fig. 7-a) (média de 1,68 mg/g no período e 0,69 mg/g nos estratos inferiores – 6-10 cm). Observou-se ainda, aumento deste nutriente, principalmente nos estratos inferiores (S4 e S5), em T3 (novembro/08). As lagoas Fechada e Patos (Fig. 7- b,c) apresentaram o mesmo comportamento de variabilidade no período amostrado, sendo a interação ambiente x tempo significativa ($F= 66,7$; $p<0,05$). Em ambos os ambientes, foi observado tendência de aumento nas concentrações deste nutriente em T3 e T4 (novembro/2008 e março/2009), principalmente nos estratos inferiores (S4 e S5).

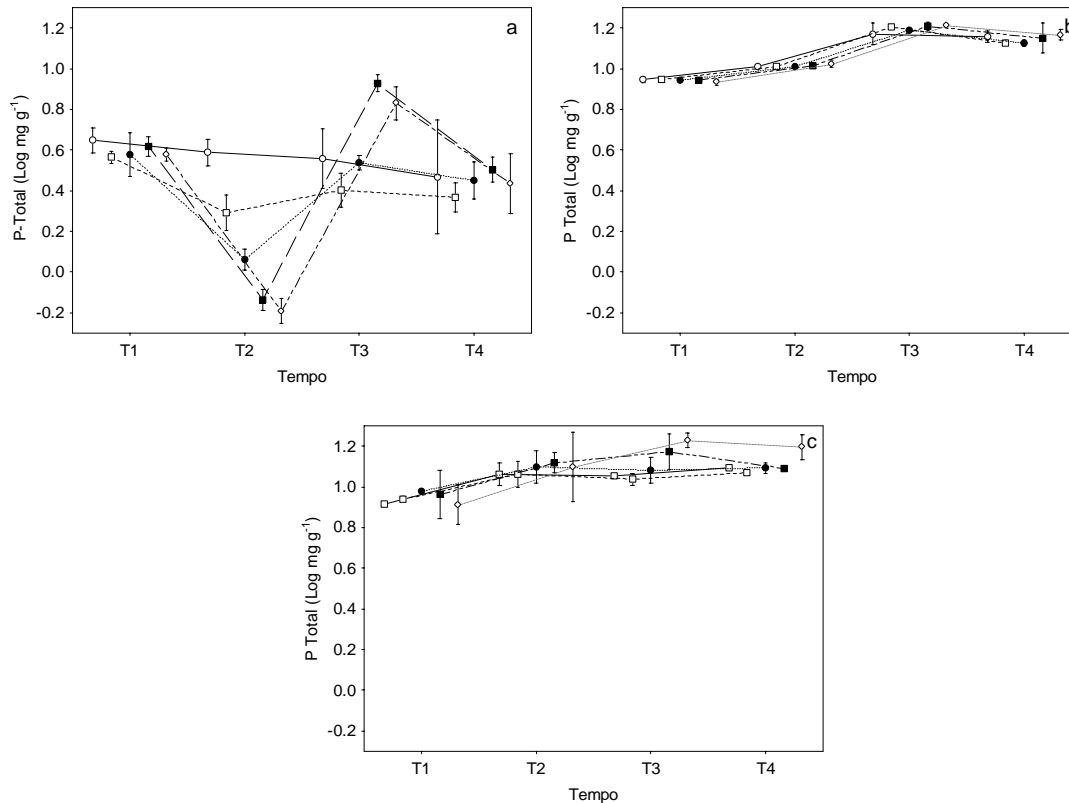


Fig. 7- Análise de variância - interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de fósforo total (Log- transformadas) em a- L. Guaraná, b- L. Fechada e c- L. Patos (\square =S1; \circ =S2; \blacklozenge =S3; \blacksquare =S4; \triangle =S5)

Com relação às concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) a análise de variância tri-fatorial (Fig. 8) apresentou diferenças significativas em relação à interação ambiente, tempo e estrato ($F= 1,63; p<0,05$). Para todos os ambientes, os estratos superiores apresentaram as maiores concentrações de NTK. Nas lagoas Patos e Fechada (Fig. 8-b, c), em T3 houve uma queda nas concentrações deste nutriente, sendo interessante destacar que na lagoa Fechada houve pouca variação tanto no período analisado como entre os estratos (com média de 4,66 mg/g). Foram observadas diferenças significativas entre os ambientes ao longo do tempo ($F= 4,44; p<0,05$), mas não foram obtidas variações nos estratos do sedimento no decorrer do período estudado ($p>0,05$).

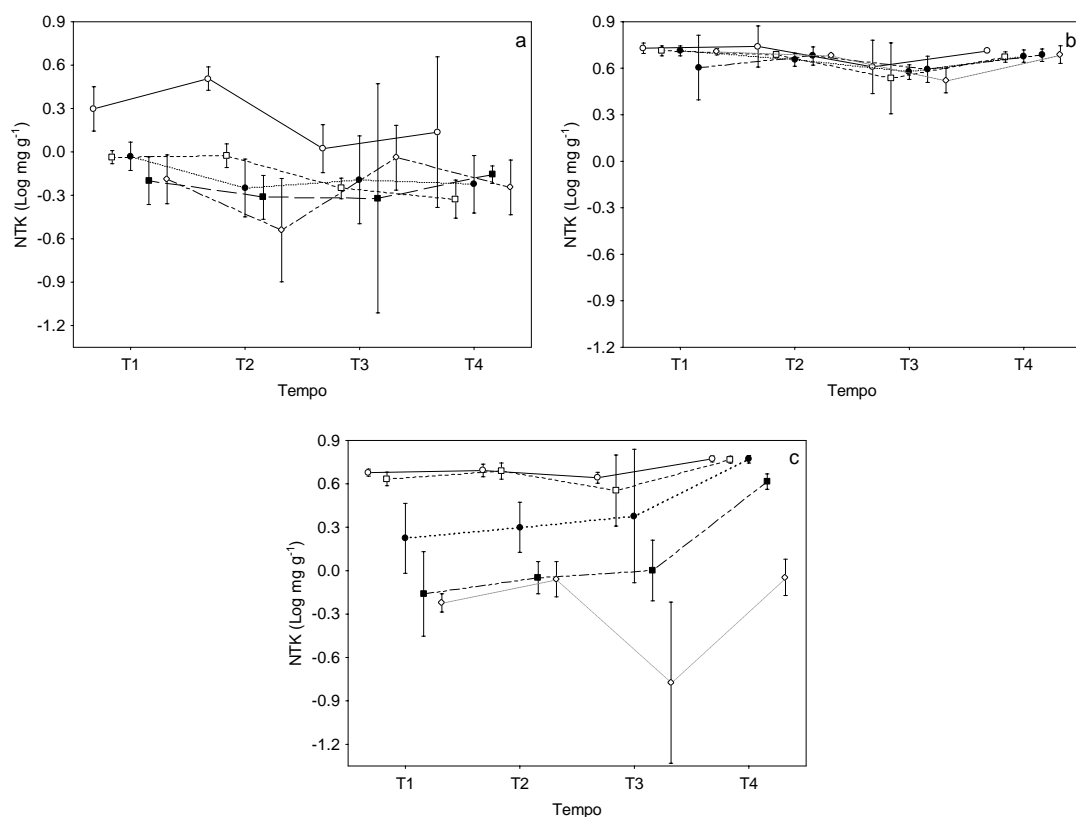


Fig. 8 - Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (Log.- transformadas) em: a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos (\square =S1; \square =S2; \blacklozenge =S3; \blacksquare =S4; \diamond =S5)

Os valores de matéria orgânica presente no sedimento diferenciaram as lagoas estudadas, de forma que cada uma apresentou comportamento e valores distintos (Fig. 9). Observou-se também que houve variação significativa do teor de matéria orgânica ao longo do tempo ($F= 11,73$; $p<0,05$). Além disso, pôde-se observar a variabilidade desta variável abiótica como dependente do ambiente e estrato ao longo do tempo ($F= 2,54$; $p<0,05$), porém, não se obteve essa mesma variação significativa para os teores de material inorgânico ($p>0,05$) (dados não apresentados).

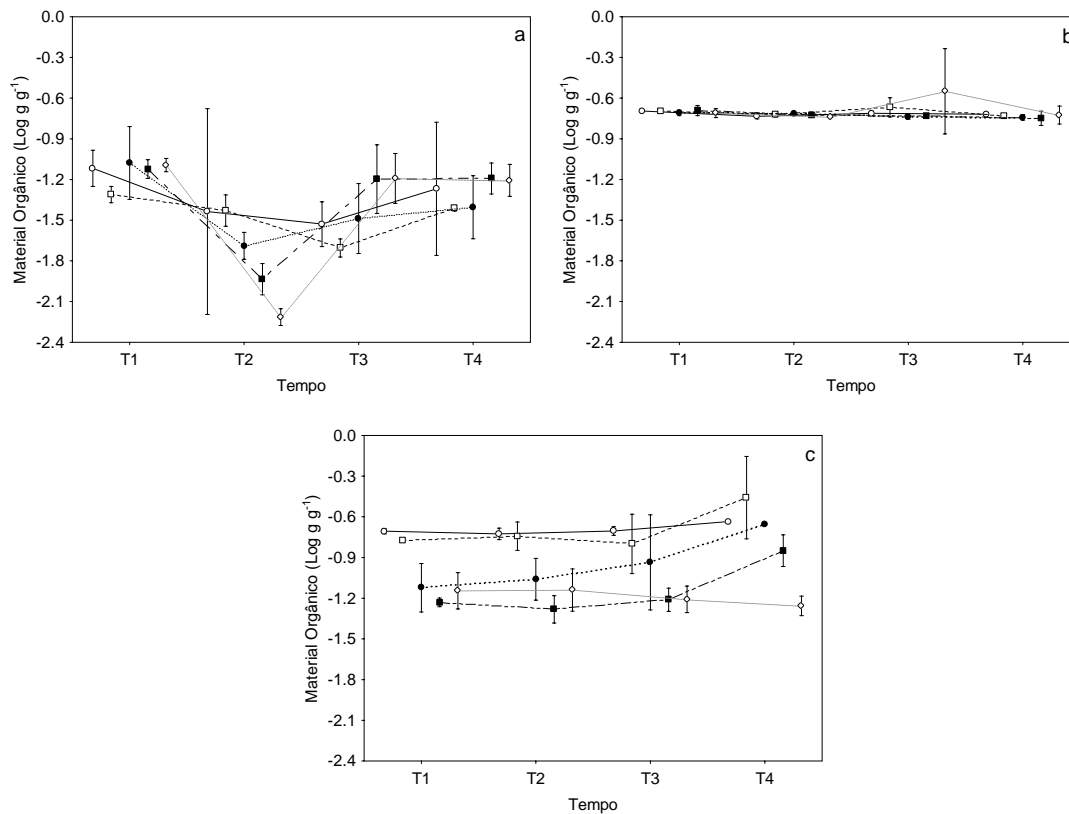


Fig. 9 - Análise de variância interações entre estrato, tempo e ambiente. Figuras mostram a variação da média e desvio padrão para as concentrações de Matéria Orgânica (Log.- transformadas) em: a- Lagoa Guaraná, b- Lagoa Fechada e c- Lagoa Patos (\square =S1; \circ =S2; \bullet =S3; \blacksquare =S4; \diamond =S5)

3.7 Discussão

As planícies de inundação podem apresentar flutuações temporais e espaciais de variáveis limnológicas na coluna de água (10). Roberto *et al.* (44) demonstraram que, ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná são extremamente diversos quanto a estas características, porém ocorrem alterações a longo prazo.

Rosin *et al.* (45), estudando a comunidade bêntica e sua distribuição em ambientes da mesma planície do presente estudo, observaram variação espacial dos teores de material orgânico presente no sedimento, porém não detectaram alteração temporal, indicando assim uma maior estabilidade desta variável neste compartimento límico. Os resultados do presente estudo demonstram que não houve uma forte sazonalidade principalmente das formas de nitrogênio e fósforo do sedimento,

contrastando com os estudos de Freese *et al.* (18), que estudaram um ambiente lótico com características lênticas de região temperada.

Estudos de comunidades planctônicas em planície de inundação demonstram que o pulso hidrológico é o principal fator controlador de padrões de variação de composição (eg. 39), além disso, modificações na frequência, intensidade e duração de pulsos modificam os atributos das comunidades (9, 28). Os resultados de densidade e biomassa bacteriana não apresentaram mudanças durante o período amostrado, fato este que pode ser resultado da estabilidade do substrato, visto que, mudanças em sua composição podem causar modificações na comunidade bacteriana (8). Além disso, o principal fator de força atuante em planície de inundação, o pulso hidrológico (26, 36), ultrapassou o nível de transbordamento de 4,5 m do rio Paraná, para atingir a várzea e os demais ambientes da planície (50), apenas por pouco tempo (cerca de 2 dias), o que, possivelmente não foi suficiente para detectar alterações no sedimento. Mesmo nas lagoas Patos e Guaraná que são ambientes conectados a calha do rio, e sendo assim, sofrem influência direta do nível hidrométrico os resultados não demonstraram alterações.

Thomaz *et. al* (57), relatam que o aumento do nível hidrométrico proporciona maior similaridade, na coluna de água, entre os distintos ambientes de planície de inundação do Alto rio Paraná. O presente estudo, porém, demonstrou que para o sedimento de ambientes similares ao dos autores, as alterações não são tão marcantes como na coluna de água. Possivelmente isso ocorra devido às características conservativas do sedimento, e também ao fato de que os dados analisados representem apenas um ciclo hidrológico. Cabe ressaltar que o nível do Rio Paraná, atingiu o nível de transbordamento de água para a várzea e ambientes adjacentes, por apenas um breve período de tempo, possivelmente insuficiente para ter provocado alterações detectáveis no sedimento dos ambientes.

Os resultados demonstram que para as lagoas Fechada e Patos, os teores de P-total e material orgânico, apresentaram tendência de elevação após novembro/2008. Este resultado pode estar relacionado à localização de ambos os ambientes, que se encontram dentro da várzea. Além disso, chuvas locais podem carrear material para dentro das lagoas, influenciando a qualidade do carbono presente (54) e aumentar os teores de detritos que podem lançar fósforo no ambiente (38).

O material orgânico alóctone pode proporcionar nutrientes que suportem o crescimento de bactérias heterotróficas totais (60) sendo que, o sedimento da região

litorânea de lagoas de planície de inundação pode ser considerado um local propício para seu desenvolvimento. Nos três ambientes, em todos os períodos de estudo, os estratos superiores (S1 e S2), ou seja, até 4 cm de profundidade, apresentaram as maiores densidades bacterianas, isso pode estar associado à disponibilidade de outro fator como, por exemplo, oxigênio, no sedimento que está diretamente relacionado à qualidade da matéria orgânica (43). O fato da lagoa Patos ter sido o ambiente que apresentou as menores densidades de bactérias heterotróficas totais pode estar relacionado à origem da matéria orgânica, que neste ambiente, é composto principalmente de material alóctone, com grande quantidade de ácidos fúlvicos (5).

A sedimentação de matéria orgânica e sua dinâmica de mineralização, comprovada pelos maiores valores de material inorgânico nas camadas inferiores, principalmente na lagoa Patos durante todo o período e na lagoa Guaraná (mais acentuadamente em setembro/2008), pode indicar a eficiência dos processos de decomposição e mineralização. Outro fator seria a utilização da matéria orgânica como fonte de carbono de onde, predominantemente, é retirada a energia para os processos bióticos da comunidade bacteriana (19, 2).

A densidade bacteriana apresentou um comportamento de distribuição vertical no sedimento analisado, onde as maiores densidades bacterianas foram encontradas nas camadas iniciais. Este fato pode ser justificado pela influência da região litorânea das lagoas, rica em macrófitas aquáticas, cuja senescência e morte liberam material orgânico lábil (4), que é facilmente incorporada a produtores de biomassa (auto ou heterotróficos) (33), sendo assim, provavelmente, a principal fonte energética para suportar altas densidades bacterianas. Trabalhos de Feng *et al* (16), mostraram que o sedimento de ambientes aquáticos marinhos são altamente diversos em relação a comunidade bacteriana, isso possibilita a utilização diferenciada pelo recurso alimentar que está disponível, suportando maiores densidades de bactérias heterotróficas totais. Além disso, Lemke *et al.* (30), estudando ambientes da mesma planície, verificaram diferenças na composição entre os habitats e uma biodiversidade similar aos demais ambientes aquáticos de água doce, como lagos antárticos (6), ambientes temperados (12) e lagos boreais (25).

Goedkood e Pettersson (22) relatam que a diminuição dos valores de biomassa em períodos mais quentes do ano pode ser um importante regulador para as dinâmicas de fósforo no sedimento. Os dados do presente trabalho corroboram com os resultados destes autores, visto que se observou uma diminuição dos teores de P-total e da

biomassa bacteriana principalmente em março/2009, época em que foram observadas as maiores temperaturas.

Por outro lado, estudos relatam que o aumento das concentrações de carbono, principalmente em períodos mais quentes, sustenta a abundância bacteriana (17). No presente estudo, no período de temperaturas mais elevadas, março/09, houve queda nos valores de biomassa e densidade, principalmente nos primeiros estratos, e lagoas Guaraná e Fechada, que pode estar relacionado à elevação do nível hidrométrico dos rios podendo diluir e reduzir a densidade de células no sedimento pelo arraste para a coluna de água. Além disso, como a comunidade é extremamente dinâmica, as maiores taxas de decomposição ocorrem logo no início da inundação (38), pode ter consumido o carbono mais lábil, que é preferido pelas bactérias heterotróficas (55).

Estudos relatam a importância das formas de fósforo não somente como agente limitante na produtividade de ambientes aquáticos (46), mas também como agente limitante para a bacterioplâncton (14), e como preditor da respiração microbiana no sedimento (59). Em ambientes lênticos, frequentemente o sedimento atua como “sumidouro” de fósforo, como relatado por Roberto *et al* (44) que demonstraram o empobrecimento das formas de fósforo na coluna de água da planície de inundação do Alto rio Paraná. No presente estudo, as concentrações de P-total na região litorânea se apresentaram bastante superiores aos relatados para os compartimentos pelágicos dos ambientes desta planície de inundação (44) e demonstraram maiores concentrações nos estratos inferiores, podendo indicar que haja arraste deste nutriente para camadas mais profundas do sedimento. Ainda, fatores como a fertilização interna por liberação deste nutriente do sedimento para a coluna de água, a ação do vento provocando correntes convectivas e a bioturvação, junto às porções superficiais do mesmo, também podem estar contribuindo para este fato.

As diferenças observadas tanto em concentração de NTK, P-total, densidade e biomassa bacterianas, entre os ambientes e entre os estratos, possivelmente possa ser suportada pela qualidade da matéria orgânica que ocorre naturalmente, uma vez que, estudos demonstram que diferenças na decomposição de moléculas podem apoiar uma maior diversidade de bactérias (15). Além disso, diferenças nas condições limnológicas do ambiente ocasionam diferenças no crescimento bacteriano (29).

Assim, os resultados indicam diferenças espaciais tanto na concentração de nutrientes quanto nos valores de densidade e biomassa bacterianas, ressaltando a ampla variabilidade de condições e conseqüentemente de habitats presente em

sistemas rios-planície de inundação. O nível hidrométrico não apresentou uma influência direta nas variáveis analisadas, possivelmente devido ao período não ter apresentado época marcante de inundação da várzea, que possibilitaria o carreamento de material alóctone e alterações nos teores de nutrientes e densidade bacteriana.

Referências:

1. Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V.; Winemiller, K. O. (2000). Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, pp 89–118.
2. Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F., (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol. Prog. Ser.*, 10: 257-263.
3. Azam, F.; Long, R. A. (2001). Sea snow microcosms. *Nature*, 414, 495-498.
4. Azevedo, J. C. R.; Mizukawa, A.; Teixeira, M. C.; Pagioro, T. A., (2008). Contribuição da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) na matéria orgânica dissolvida. *Oecol. Bras.*, 12 (1), 42-56.
5. Azevedo, J. C. R.; Teixeira, M. C.; Dos Santos, A. M.; Leandrini, J. A.; Pagioro, T.A. (2008). Caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida da planície de inundação do alto rio Paraná. *Oecol. Bras.*, 12 (1), 66-77.
6. Bahr, M.; Hobbie J. E.; Sogin, M. L. (1996). Bacterial diversity in an arctic lake—a freshwater SAR1 cluster. *Aquat. Microb. Ecol.*, 11:271–277
7. Berman, T.; Parparov, A.; Yacobi, Y. Z. (2004). Planktonic community production and respiration and the impact of bacteria on carbon cycling in the photic zone of Lake Kinneret. *Aquat. Microb. Ecol.*, 34, 43–55.
8. Besemer, K.; Moeseneder, M. M.; Arrieta, J. M.; Herndl, G. J.; Peduzzi, P. (2005). Complexity of bacterial communities in a River-Floodplain system (Danuber, Austria). *App. Environ. Microbiol.*, 71 (2), 609-620.
9. Bonecker, C. C.; Aoyagui, A. S. M.; Santos, R. M. (2009). The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain

- environments: interannual pulse variations. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 529-537.
10. Carvalho, P. C.; Bini, L. M.; Oliveira, L. G.; Robertson, B.; Tavechio, W. L. G.; Darwisch, A. J. (2001). Comparative limnology of south-American lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, 23: 265-273.
 11. D'Hondt, S.; Jorgensen, B. B.; Miller, D. J.; Batzke, A.; Blake, R.; Cragg, B. A.; Cypionka, H.; Dickens, G. R.; Ferdelman, T.; Hinrichs, K. U.; Holm, N. G.; Mitterer, R.; Spivack, A.; Wang, G. Z.; Bekins, B.; Engelen, B.; Ford, K.; Gettemy, G.; Rutherford, S. D.; Sass, H.; Skilbeck, C. G.; Aiello, I. W.; Guerin, G.; House, C. H.; Inagaki, F.; Meister, P.; Naehr, T.; Niitsuma, S.; Parkes, R. J.; Schippers, A.; Smith, D. C.; Teske, A.; Wiegand, J.; Padilla, C. N.; Acosta, J. L. S. (2004). Distributions of microbial activities in deep seafloor sediments. *Science*, 306, 2216–2221.
 12. Eiler A.; Bertilsson S. (2004). Composition of freshwater bacterial communities associated with cyanobacterial blooms in four Swedish lakes. *Environ. Microbiol.*, 6:1228–1243.
 13. Faria, B. M.; Esteves, F. A. (2001). Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. *Oecologia Brasiliensis*, 9: 57-64.
 14. Farjalla, V. F.; Esteves, F. A.; Bozelli, R. L.; Roland, F. (2002). Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian. *Hydrobiologia*, 489, 197-205.
 15. Farjalla, V. F.; Marinho, C. C.; Faria, B. M.; Amado, A. M.; Esteves, F. A.; Bozelli, R. L.; Giroldo, D. (2009). Synergy of fresh and accumulated organic matter to bacterial growth. *Microb. Ecol.*, 57, 657-666.
 16. Feng, B.W.; Li, X.R.; Wang, J.H.; Hu, Z.Y.; Meng, H.; Xiang, L.Y.; Quan, Z.X., (2009). Bacterial diversity of water and sediment in the Chang Jiang estuary and coastal area of the East China Sea. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 70, 236–248.
 17. Freese, H. M.; Karsten, U.; Schumann, R. (2006). Bacterial Abundance, Activity, and Viability in the Eutrophic River Warnow, Northeast Germany. *Microbial Ecology*, 52, 117-127.

18. Freese, H.M.; GÖrs, S.; Karsten, U.; Schumann, R. (2007). Dissolved inorganic nutrients and organic substrates in the River Warnow (North-Eastern Germany) – Utilization by bacterioplâncton. *Limnologica*, 37, 264-277.
19. Fuhrman, J. A.; Azam, F. (1980). Bacterioplankton secondary production estimates for coastal waters of British Columbia, Antarctica, and California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39(6): 1085-1095.
20. Gächter, R.; Meyer, J. S. (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253, 103-121.
21. Gantzer, C. J.; Stefan, H. G. (2003). A model of microbial activity in lake sediments in response to periodic water-column mixing. *Water Research*, 37, 2833-2846.
22. Goedkoop, W.; Pettersson, K. 2000. Seasonal changes in sediment phosphorus forms in relation to sedimentation and benthic bacterial biomass in Lake Erken. *Hydrobiologia*, 431: 41-50.
23. Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohmstad, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. Oxford: Blackwell Scientiic, (1978). 214p.
24. Gruber, D. F.; Simjouw, J. P.; Seitzinger, S. P.; Taghon, G. L. (2006). Dynamics and Characterization of Refractory Dissolved Organic Matter Produced by a Pure Bacterial Culture in an Experimental Predator-Prey System. *Appl. Environm. Microbiol.*, 72 (2), 4184-4191.
25. Haukka, K.; Heikkinen, E.; Kairesalo, T.; Karjaiainen, H.; Sivoneh, K. (2005). Effect of humic material on the bacterioplankton community composition in boreal lakes and mesocosms. *Environ. Microbiol.*, 7:620–630.
26. Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110–127.
27. Kolm; H. E; Santos, P. R. N. M; Sautter, K. D. (2007). Bacteria in water and sediments of Guaratuba bay, Paraná, Brazil; *Tropical Oceanography*, 35(1), 51-69.
28. Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C.; Velho, L. F. M.; Simões, N. R.; Dias, J. D.; Alves, G. M.; Takahashi, E. M. (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River Floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 539-549.

29. Laque, T.; Farjalla, V. F.; Rosado, A. S.; Esteves, F. A. (2010). Spatiotemporal Variation of Bacterial Community Composition and Possible Controlling Factors in Tropical Shallow Lagoons. *Microb. Ecol.*, 59, 819-829.
30. Lemke, M. J.; Lienau, E. K.; Rothe, J.; Pagioro, T. A.; Rosenfeld, J.; DeSalle, R. (2009). Description of Freshwater Bacterial Assemblages from the Upper Paraná River Flood pulse System, Brazil. *Microb. Ecol.*, 57, 94-103.
31. Liikanen, A.; Martikainen, P. J. (2003). Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across the sediment–water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52: 1287–1293.
32. Mackereth, F. Y. H.; Heron, J.; Talling, J. F. (1978). Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36, 1-120.
33. Marinho, C. C.; Meirelles-Pereira, F.; Gripp, A. R.; Guimarães, C. C.; Esteves, F. A.; Bozelli, R. L. (2010). Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (2), 208-217.
34. McCune, B.; Mefford, M.J. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0.* MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, (1999).
35. McKnight, D. M.; Aiken, G. R. (1998). Sources and age of aquatic humus. In: Hessen, Tranvik (eds) **Aquatic Humic Substances**. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg; Ecological Studies, 133: 9-39.
36. Neiff, J. J. (1990). Ideas para la interpretacion ecológica del Parana. *Interciencia*, 15: 424–441.
37. Nelson, D. M.; Ohene-Adjei, S.; Hu, S.F.; Cann, I. K. O.; Mackie, R. I. (2007). Bacterial diversity and distribution in the Holocene Sediments of a northern temperate lake. *Microbial Ecology*, 54: 252-263.
38. Padial, A. A.; Thomaz, S. M. (2006). Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw) Kunth Measured on a tropical flow-regulated floodplain (Paraná river, Brazil). *River Res. Applic.*, 22, 791-801.
39. Pauleto, G. M.; Velho, L. F. M.; Buosi, P. R. B.; Brão, A. F. S.; Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C. (2009). Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. Biolo.*, 69 (2, suppl.), 517-527.

40. Porter, K. & Feig, Y. S. (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948
41. Rejas, D.; Muylaert, K.; De Meester, L. (2005). Phytoplankton-bacterioplankton interactions in a neotropical floodplain lake (Laguna Bufeos, Bolívia). *Hydrobiologia*, 543, 91-99.
42. Rheinheimer, G. 1984. Bacterial Ecology of the north and Baltic seas. *Botanica Marina*, 27 (7): 277-299.
43. Rheinheimer, G.; Gocke, K.; Hoppe, H. G. (1988). Vertical distribution of microbiological and hydrographic-chemical parameters in different areas of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 52: 55-70.
44. Roberto, M. C.; Santana, N. F.; Thomaz, S. M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.*, 69 (2, Suppl.), 631-637.
45. Rosin, G. C.; Mangarotti, D. P.; Takeda, A. M. (2011). Chironomidae (Diptera) community structure in two subsystems with different states of conservation in a floodplain of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (3), (in press).
46. Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184 (4139): 897-899.
47. Scow, K. M. Rate of biodegradation. Chapter 9: In: **Handbook of Chemical Propriety Estimation Methods**. Lyman, W.J; Reehl, W.F; Rosenblatt, D.H. (eds). American Chemical Society, (1990). Washington.
48. Sherr, E. B. & Sherr, B. F. Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists. In KEMP, P. F.; B. F. SHERR; E. B. SHERR; J. J. COLE (eds), **Handbook of methods in Aquatic Microbial Ecology**. Boca Raton, Florida, (1993), p. 207-212.
49. Sinsabaugh, R. L.; Findlay S.; Franchini, P.; Fischer, D. (1997). Enzymatic analysis of riverine bacterioplankton production. *Limnology and Oceanography*, 42, 29–38.
50. Souza-Filho, E. E.; Comunello, E. E.; Rocha, P. C. (2004). Flood extension in the Baía-Curutuba-Ivinheima Complexo f the Parana River Floodplain. In: AGOSTINHO, A. A., RODRIGUES, L., GOMES, L. C., THOMAZ, S. M. e MIRANDA, L. E. (Eds.) **Structure and functioning of the Parana River and this floodplain**. Maringá: EDUEM. 275p.

51. Statsoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system) version 7.1, disponível em www.statsoft.inc.
52. Steenbergen, C. L. M.; Sweerts, J. R. A.; Cappenberg, T. E. Microbial biogeochemical activities in lakes: stratification and eutrofication; Chapter 4. In **Aquatic Microbiology – An ecological approach**. Ford, TE (ed). Backwell Scientific Publications, (1993). Boston 518p.
53. Teixeira, C.; Tundizi, J. G.; Kutner, M. B. (1965). Plankton studies in a mangrove. II: The standing- stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanog.*, 24(1), 23-41.
54. Teixeira, M. C. Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá, 2010. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.
55. Teixeira, M. C.; Santana, N. F.; Azevedo, J. C. R.; Pagioro, T. A. Bacterioplankton features and its relations with DOC characteristics and other limnological variables in Paraná River floodplain environments (PR/MS-Brazil). *Brazillian Journal of microbiology*, (in press).
56. Thiel-Nielsen, J.; Søndergaard, M. (1998). Bacterial carbon biomass calculated from biovolumes. *Arch. Hydrobiol.*, 141 (2), 195-207.
57. Thomaz, S.M; Bini, L.M; Bozelli, RL. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.
58. Thomaz, S. M.; Pagioro, T. A.; Bini, L. M.; Roberto, M. C.; Rocha, R. R. A.; (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels; Chapter 4. In: **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation**. THOMAZ, S. M; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds). Backhuys Publishers: Leiden, 75-102.
59. Thomaz, S. M; Pereira, G.; Pagioro, T. A. (2001). Microbial respiration and chemical composition of different sediment fractions in waterbodies of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 61(2): 277-286.
60. Tranvik, L. (1988). Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of differing humic content. *Microbial Ecology*, 16: 311-322.

61. Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/PELD/CNPq. A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq: Relatório anual (2002). Coordenação: A. A. Agostinho; S. M. Thomaz; L. Rodrigues; L. C. Gomes. Maringá, (2002).
62. Wetzel, R.G. Limnología. Barcelona: omega. 1981. 679p.
63. Williams, P. J. LeB. Incorporation of microheterotrophic processes into the classical paradigm of the planktonic food web. **Kieler Meeresforsch. Sonderh.** 5, 1-28. 1981.
64. Zagato, E. A. G.; Jacinto, A. O.; Reis, B. F.; Krug, F. G.; Bergamin, F. H.; Pessenda L. C. R.; Mortatti, J.; Giné, M. F. Manual de análises de plantas e águas empregando sistema de injeção de fluxo. Universidade de São Paulo: Centro de Energia Nuclear na Agricultura. (1981). Piracicaba.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstraram predominância de formas bacterianas cocóides em todos os estratos de sedimento e ambientes analisados da planície de inundação do alto rio Paraná, podendo indicar alta disponibilidade de recursos energéticos para bactérias heterotróficas totais. A densidade bacteriana esteve correlacionada com as condições físicas e químicas do sedimento, além do mais, altas densidade bacterianas principalmente nas camadas superficiais, podem interferir nos valores de potencial redox, na deposição e/ou consumo de nutrientes nesta região. As diferenças observadas tanto nas concentrações de NTK, P-total, densidade e biomassa bacterianas, entre os ambientes e entre os estratos, possivelmente possam ser suportadas pela qualidade da matéria orgânica que ocorre naturalmente. Essas diferenças espaciais ressaltam, mais uma vez, a ampla variabilidade de condições e conseqüentemente de habitats presente em sistemas rios-planície de inundação.

O nível hidrométrico não apresentou uma influência direta nas variáveis analisadas, possivelmente devido ao período não ter apresentado época marcante de inundação da várzea, que possibilitaria o carreamento de material alóctone e alterações nas variáveis bióticas e abióticas. Ainda são necessários estudos que enfoquem a

qualidade e origem da matéria orgânica no sedimento e investiguem sua relação qualidade/quantidade e densidade/biomassa de bactérias heterotróficas totais para uma melhor compreensão desta dinâmica e até mesmo dos processos de eutrofização natural.