



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Instituto de Biologia
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Fatores reguladores da dinâmica espaço-temporal da comunidade de bactérias planctônicas em lagoas costeiras

Fabiana MacCord Rodrigues da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade Federal do Rio de Janeiro,
como parte dos requisitos necessários à
obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Co-orientador: Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla

Rio de Janeiro
Setembro/2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Fatores reguladores da dinâmica espaço-temporal da comunidade de bactérias
planctônicas em lagoas costeiras**

Fabiana MacCord Rodrigues da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Prof. Francisco de Assis Esteves, Dr.

Prof. Alexandre Soares Rosado, Dr.

Prof^a. Leda Cristina Santana Mendonça-Hagler, Dr^a.

Rio de Janeiro
Setembro/2007

Ficha catalográfica

MacCord, F.

Fatores reguladores da dinâmica espaço-temporal da comunidade de bactérias planctônicas em lagoas costeiras

Dissertação de Mestrado – Departamento de Ecologia, UFRJ, 2007. viii, 86 pp.

Palavras-chave: bacterioplâncton, lagoas costeiras, morfometria, fatores reguladores, co-variação, COD, salinidade, clorofila-*a*, chuva, mecanismo *bottom-up*.

Agradecimentos

Ao meu orientador Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves por me apresentar à ciência e me orientar durante a iniciação científica e o mestrado. Obrigada pelo apoio e incentivo que possibilitou meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla por me apresentar ao mundo das bactérias e me mostrar que ecologia também se faz com microorganismos.

Ao Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli por me apresentar à educação ambiental.

À Prof^a. Dr^a. Érica Pellegrini Caramaschi e à sua equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRJ, especialmente aos alunos Marcelo Brito e Henrique Lazzarotto, pelas coletas em campo.

Ao Prof. Dr. Jean Louis Valentin pela ajuda com as análises estatísticas.

Aos membros da pré-banca Prof. Dr. Rodolfo Pinheiro da Rocha Paranhos e Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli pelas correções na fase final da dissertação. Aos membros da banca titular Prof. Dr. Alexandre Soares Rosado e Prof^a. Dr^a. Lêda Cristina Santana Mendonça-Hagler e aos membros da banca suplente Prof. Dr. Rodolfo Pinheiro da Rocha Paranhos e Prof. Dr. Fabiano Lopes Thompson por aceitarem meu convite e contribuírem para a finalização deste trabalho.

Ao PPGE/UFRJ, CNPq e PETROBRAS pelo suporte financeiro indispensável.

À equipe do NUPEM/UFRJ pelo apoio logístico na cidade de Macaé.

Aos professores do Instituto de Biologia da UFRJ e aos colegas de turma da graduação e da pós-graduação. Às secretárias do PPGE, Dona Sueli e Marcinha.

Ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba que marcou meus anos de faculdade. Lá eu descobri o que é ser bióloga. Espero ter contribuído para a manutenção de sua beleza e espero poder contribuir para sua recuperação. Fico triste quando de lá arrancam as folhas das árvores ou secam as lagoas.

Às pessoas do laboratório de Limnologia da UFRJ pelos últimos cinco anos de convivência: Adriano Caliman, Adriana, Amandita, Aninha, Albert, Alex, Alinay, Ana Cláudia, Ana Lúcia, Ana Margarida, Alexandre, Alessandro, André Furtado, André

Megali, André Chiquitito, André Titi, Anderson Dinho, Anderson Taf, Anderson Sato, Andresson Baiano, Bozelli, Breno, Cecília Rutinha, Camilinha, Carlos, Chico, Cláudio, Ellen, Érica, Fernanda, Flavinha, Fred, Fabiana Fioretti, Glauber, Guilherme Harry Potter, Humbertinho, Jayme, João Marcelo, João José, João Portuga, Jurubeba, Joanna, Keeth, Laísa, Luciana Carneiro, Letícia, Lúcia, Léo, Luana, Luiz, Marcel, Marcos Bolão, Marcus Vinicius, Marcela, Mário, Monalisa, Monique, Murilinho, Murilo Minello, Nicholas, Nils, Paula Laque, Pelé, Paloma, Rafael Jabour, Rayanne, Ricardo Darigo, Rose, Sandra, Tássia, Telma, Thaís, Vinicius Wilsinho e Vinicius Cabeça. Em especial à Albert, André Megali, Thaís e Vinicius pelo aprendizado com as bactérias e pelas sugestões na fase final da dissertação; à Luciana pela ajuda com a estatística; às amigas do laboratório Tássia, Letícia e Paloma.

Às minhas amigas do colégio: Gláucia e Renata. Às amigas da faculdade: Patrícia, Débora, Alessandra, Marina e Joana. Às amigas Christiane e Marina Frid.

À Andonia Stravacakis por me ensinar a ser forte e lutar pelos meus sonhos.

Ao Lorian Cobra Straker, meu amor e companheiro, por cada momento desses dois anos. Com você ao meu lado foi tudo mais fácil!

Às pessoas mais importantes de minha vida, minha família: minha mãe Rita, meu pai Luiz, minha irmã Flávia, meu irmão Ricardo, minha Tia Ilda, Maria José, minha avó Zilah, minha avó Isaura, meu avô Brandão (em memória aos meus avós), meus tios, meus primos e meus gatos. Todas as minhas conquistas eu dedico à vocês que sempre estiveram ao meu lado me apoiando e torcendo pelo meu sucesso. É impossível viver sem vocês! Amo vocês!

À Deus.

Resumo

O objetivo desta dissertação foi avaliar a influência das variáveis limnológicas sobre a dinâmica espacial e temporal da comunidade de bactérias planctônicas em lagoas costeiras no nordeste do Estado do Rio de Janeiro. Objetivou-se ainda caracterizar as variáveis limnológicas das mesmas lagoas identificando possíveis reguladores ecológicos da comunidade bacteriana. Quatorze amostras foram coletadas mensalmente (através de quatorze meses consecutivos) em cinco lagoas costeiras: Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças. A dimensionalidade das variáveis coletadas (profundidade, profundidade do disco de secchi, temperatura da água, salinidade, condutividade, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, coloração da água, fósforo total, fósforo dissolvido, ortofosfato, nitrogênio total, nitrogênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrato, carbono orgânico dissolvido (COD) e pluviosidade e clorofila-*a*) foi reduzida pela análise de componentes principais (ACP). A influência destas variáveis na dinâmica bacteriana foi examinada por análise de regressão múltipla testando as principais variáveis limnológicas (apontadas pelos componentes principais da ACP) contra a densidade e biomassa bacterianas. Ainda, testes de significância (análises de variâncias) foram feitos para determinar diferenças entre as lagoas (espacial) e dentro da mesma lagoa (temporal). Altas concentrações de sal, baixas profundidades e os maiores valores de densidade e biomassa bacterianas foram características da lagoa das Garças. A dinâmica temporal desta lagoa foi fortemente influenciada pelas chuvas, que dilui sais, nutrientes e células bacterianas. Por outro lado, a lagoa Imboassica, que possui um constante aporte de esgoto, foi caracterizada por altas concentrações de clorofila-*a* e de nutrientes inorgânicos e alta densidade e biomassa bacterianas. No entanto, nenhum padrão sazonal foi identificado. Altas concentrações de clorofila-*a* indicam a presença de alta biomassa fitoplanctônica e de COD autóctone, que é uma importante fonte de COD lábil para a degradação bacteriana e muito comum em sistemas eutrofizados. As lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus apresentaram diferente dinâmica das variáveis limnológicas ao longo dos meses estudados. Entretanto, os meses chuvosos resultaram em um aumento da coloração da água nas três lagoas, o que indica aporte de COD alóctone com semelhante dinâmica temporal. Este aumento resultou em um aumento da densidade e biomassa bacterianas, sugerindo que o COD alóctone pode ser uma importante fonte de COD para o metabolismo bacteriano em sistemas com baixa produção fitoplanctônica (sistemas distróficos). A salinidade é um regulador ecológico direto e importante da comunidade bacteriana na lagoa das Garças. Já a clorofila-*a* e a coloração da água parecem exercer efeitos indiretos, pela ação das chuvas, na comunidade bacteriana das demais lagoas. As diferenças limnológicas entre as lagoas estão relacionadas à gênese, forma e tamanho dos corpos d'água. Analisando as cinco lagoas conjuntamente, pode-se sugerir que as particularidades limnológicas são determinantes primários em sua diferenciação espacial. Por outro lado, quando analisamos cada lagoa individualmente, a pluviosidade pode ser considerada um fator comum que regula a comunidade bacteriana em cada lagoa, sazonalmente, exceto na lagoa Imboassica.

Abstract

The aim of this research was evaluate the influence of limnological parameters on spatial and temporal dynamics of planktonic bacteria community in coastal lagoons located in the northeast of Rio de Janeiro State. We also aimed to characterize limnological parameters of the same lagoons in respect to identifying possible ecological regulations of bacterial community. Fourteen samplings were performed monthly (over fourteen consecutive months) in five coastal lagoons: Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus and Garças. The dimensionality of sampled parameters (depth, secchi disc depth, temperature of the water, salinity, conductivity, pH, alkalinity, dissolved oxygen, water color, total phosphorus, dissolved phosphorus, soluble reactive phosphorous, total nitrogen, dissolved nitrogen, ammonium, nitrate, dissolved organic carbon (DOC), rain fall and chlorophyll-*a*) were reduced through the principal component analyses (PCA). The influence of these parameters on bacterial dynamics was evaluated through multiple regression analysis testing the main limnological parameters (pointed out in the principal components of PCA) against bacterial density and biomass. Statistical tests (analysis variance) were also performed to check spatial and temporal statistical differences between lagoons (spatial) and in the same lagoon (temporal). Great concentrations of salt, low depths and great bacterial density and biomass were features of Garças lagoon. The temporal dynamics of this lagoon was strongly influenced by rains, which dilute salt, nutrients and bacteria cells. On the other hand, Imboassica lagoon, which has constant sewage input, was characterized by high concentrations of chlorophyll-*a* and inorganic nutrients and high bacterial density and biomass. However, no seasonal patter was identified. High chlorophyll-*a* concentrations indicate the presence of high phytoplanktonic biomass and autochthonous DOC, which is an important source of labile DOC to bacterial degradation and very common in eutrophic systems. Cabiúnas, Comprida and Carapebus lagoons presented different limnological characteristics dynamics over the samplings. However, the rainy months resulted in water color increase in the three of them, which indicate allochthonous DOC input to the systems. These inputs resulted bacterial density and biomass enhancement, suggesting that the allochthonous DOC can be an important DOC source to bacterial metabolism in phytoplankton-poor systems (distrophic systems). Salinity is an important and direct ecological regulator of the bacterial community in Garças lagoon. On the other hand, chlorophyll-*a* and water color seem to be indirect effects of the rains to bacterial community in the other lagoons. The limnological differences between lagoons are related to the genesis, shape and size of these water bodies. Analyzing the five lagoons together, we can suggest that the limnological parameters are critical to the spatial differentiation. On the other hand, analyzing each lagoon individually, the rain can be considered a common factor that regulates the bacterial communities in each lagoon, seasonally, except for Imboassica lagoon.

Sumário

1) Introdução	
a. Um breve histórico da ecologia microbiana aquática.....	1
b. Avanços nos estudos da alça microbiana.....	2
c. Fatores reguladores das bactérias planctônicas.....	4
d. Regulação ecológica x Co-variação.....	7
e. Estudos em lagoas costeiras.....	8
2) Objetivo principal	
a. Objetivos específicos.....	11
3) Material e métodos	
a. Área de estudos.....	12
b. Amostragem.....	14
c. Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a.....	15
d. Densidade e biomassa bacterianas.....	17
e. Tratamento estatístico dos dados.....	19
i) Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a.....	20
ii) Densidade e biomassa bacterianas.....	21
iii) Relação da densidade e biomassa bacterianas com as variáveis abióticas e a concentração de clorofila-a.....	22
4) Resultados	
a. Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a.....	23
b. Densidade e biomassa bacterianas.....	32
5) Discussão	
a. Caracterização limnológica e dinâmica das lagoas costeiras.....	38
b. Avaliação espacial da densidade e biomassa bacterianas nas lagoas costeiras: regulação ecológica ou co-variação?.....	46
c. Avaliação temporal da densidade e biomassa bacterianas.....	52
6) Conclusões.....	53
7) Referências bibliográficas.....	55
8) Apêndices	
a. Apêndice 1.....	75
b. Apêndice 2.....	81

1) Introdução

1.a. Um breve histórico da ecologia microbiana aquática

As primeiras observações dos microorganismos aquáticos foram feitas no século XVII por Van Leeuwenhoek com a invenção do microscópio ótico. Desde então, começou a busca pelo entendimento do papel dos microorganismos nos ecossistemas aquáticos. Contudo, a ecologia microbiana caminhou lentamente, se comparada à ecologia das plantas e animais, com buscas e perspectivas diferenciadas (SCHINK, 2000).

Os progressos na ecologia dos microorganismos aquáticos começaram no século XX com os estudos de LINDEMAN (1942) sobre a dinâmica trófica de uma área alagada dos Estados Unidos. Lindeman discutiu que a estrutura trófica afeta padrões de comunidade e sucessão, e que, com isso, uma cadeia trófica quantitativa seria essencial para entender mudanças temporais em ecossistemas aquáticos. Notavelmente, seu estudo reconheceu o papel central das bactérias e detritos no fluxo de energia e ciclagem dos nutrientes dos ecossistemas colocando-os no centro de um diagrama de todas as interações tróficas (SOBCZAK, 2005). No entanto, a participação das bactérias na cadeia trófica ainda estaria limitada à decomposição da matéria orgânica na base da cadeia de detritos, sendo a ciclagem de nutrientes sua única função até então.

A partir da década de 70, surgiram avanços na quantificação da abundância das bactérias planctônicas com o uso de fluorocromos (como laranja de acridina e DAPI) associados à contagem de células por microscopia eletrônica de epifluorescência (FRANCISCO *et al.*, 1973; HOBIE *et al.*, 1977; PORTER & FEIG, 1980). Mais recentemente, surgiram avanços na quantificação da produção bacteriana com o uso de marcadores radioativos (como o ^3H , ^{14}C e ^{32}P) ligados a aminoácidos ou a nucleotídeos (FUHRMAN & AZAM, 1982; SIMON & AZAM, 1989; SMITH & AZAM,

1992). Com isso, observou-se que as bactérias planctônicas estão presentes em densidades significativamente superiores às anteriormente obtidas (até 100x) e com altas taxas de produção. Ainda, avanços nas análises químicas ambientais (isótopos estáveis, ultrafiltração, carbono orgânico dissolvido (COD), cromatografia líquida de alta performance (sigla do inglês *HPLC*), carbono inorgânico dissolvido (CID) e oxigênio dissolvido) possibilitaram estudos sobre a influência dos microorganismos nos processos biogeoquímicos (COTNER & BIDDANDA, 2002). Esses avanços resultaram numa reavaliação da função dos microorganismos nos ecossistemas aquáticos.

1.b. Avanços nos estudos da alça microbiana

As previsões de alguns autores (LINDEMAN, 1942; KUSNEZOW, 1959) foram reconhecidas por POMEROY, em 1974, que introduziu a participação das bactérias planctônicas como fonte alimentar na cadeia trófica tradicional. As bactérias utilizam o COD (detrito) e os nutrientes inorgânicos para gerar biomassa (produção bacteriana) e, ao serem predadas, representam um elo de reutilização da matéria orgânica detrital para a cadeia trófica. Esta nova função foi firmada em 1983 por AZAM *et al.* com o nome de alça microbiana (do inglês "*microbial loop*"). Estes autores evidenciaram a inserção dos microorganismos na cadeia em múltiplos níveis tróficos, incluindo bacterioplâncton heterotrófico, picoplâncton autotrófico, protozoários flagelados e ciliados. O foco das discussões voltou-se, então, para o impacto da alça microbiana na ciclagem da matéria orgânica e na dissipação de energia (respiração) em ambientes distintos.

A incorporação de COD pelas bactérias é considerada uma das principais formas de produção secundária em ambientes aquáticos, por atingir elevadas taxas de produtividade. COLE *et al.* (1988) encontraram em seus estudos em águas doces e marinhas um consumo médio de COD pelas bactérias entre 20% a 50% do COD

produzido pelo fitoplâncton na coluna d'água. SIMON *et al.* (1992) registraram que sistemas lacustres podem sustentar maior biomassa bacteriana relativa à biomassa fitoplanctônica que os sistemas marinhos. Ainda, foi constatado por BIDDANDA *et al.* (1994), DEL GIORGIO *et al.* (1997) e BIDDANDA *et al.* (2001) que a respiração bacteriana é alta em relação à respiração planctônica total, aproximando ou excedendo a produção fitoplanctônica, em ambientes oligotróficos (com baixa disponibilidade de nutrientes). Contudo, é relativamente baixa em ambientes eutróficos (com alta disponibilidade de nutrientes).

LEGENDRE & RASSOULZADEGAN (1995) sugeriram uma alternância contínua nas cadeias pelágicas entre a dominância de cadeias herbívoras (fitoplâncton, zooplâncton e peixe) e de cadeias microbianas (pequenas algas eucariotas e cianobactérias, bactérias heterotróficas e protozoários) ao longo de um gradiente de trofia, desde ambientes oligotróficos até ambientes eutróficos. Usando similar gradiente, COTNER & BIDDANDA (2002), em um estudo de revisão de ambientes marinhos e lacustres, mostraram que o papel da alça microbiana é maximizado em sistemas oligotróficos e o da cadeia de herbívoros é maximizado em sistemas eutróficos. Em ambientes oligotróficos as bactérias são competitivamente favorecidas por sua melhor eficiência de absorção dos nutrientes inorgânicos (devido à maior razão superfície/volume celular em relação ao fitoplâncton), além de consumirem nutrientes orgânicos dissolvidos. À medida que o aporte de nutrientes inorgânicos aumenta ao longo do gradiente, a competição favorece o fitoplâncton e observa-se um aumento de sua taxa de crescimento, atingindo biomassa superior à do bacterioplâncton. Essa dominância é refletida ao longo de toda cadeia pelágica. A matéria orgânica proveniente da alça microbiana passa por um maior número de transferências tróficas para atingir os níveis superiores, quando comparado com a cadeia de herbivoria, sendo provável suportar menor produção até esses níveis (THINGSTAD, 2000; BERGLUND *et al.*, 2007).

A maioria dos argumentos em torno do papel quantitativo da alça microbiana tem sido baseada em comparações entre a biomassa e a produção fitoplanctônica (KIRCHMAN, 2000). No entanto, a alça microbiana pode exercer contribuições diferentes nas cadeias tróficas pelágicas de acordo com outros fatores bióticos ou abióticos que as regulam. Com o conhecido papel das bactérias nas cadeias tróficas pelágicas e sua importância nos processos biogeoquímicos de significância global, o foco das pesquisas atuais voltou-se para o entendimento dos mecanismos de regulação ecológica desses microorganismos.

1.c. Fatores reguladores das bactérias planctônicas

Os fatores que regulam as bactérias planctônicas são divididos em mecanismos descendentes (termo mais conhecido do inglês como “*top-down*”) e ascendentes (termo mais conhecido do inglês como “*bottom-up*”) (CARPENTER & KITCHELL, 1993; PACE & COLE, 1994, 1996). O mecanismo *top-down* está relacionado à predação exercida pelos níveis tróficos superiores, que acarreta um controle descendente sobre a abundância e biomassa bacterianas. Já o mecanismo *bottom-up* está relacionado à disponibilidade de nutrientes (orgânicos e inorgânicos) e a outros fatores ambientais (como temperatura e pH) que acarretam um controle ascendente sobre o crescimento bacteriano e, conseqüentemente, sobre seus predadores. No entanto, esses mecanismos não são completamente diretos já que as relações causais nas cadeias tróficas pelágicas não são lineares, mas circulares (com a remineralização dos nutrientes do topo para a base da cadeia) e ramificadas (com diferentes classes de tamanho de consumidores dentro do mesmo compartimento funcional – planctívoros, onívoros, herbívoros) (HULOT *et al.*, 2000; KIRCHMAN, 2000).

Em relação ao mecanismo *top-down* de controle da abundância e biomassa bacteriana em ecossistemas lacustres, a predação por protozoários flagelados é o

fator mais apontado (SANDERS *et al.*, 1989; PACE & COLE, 1996; BOENIGK & ARNDT, 2002; MARIOTTINI & PANE, 2003). Os ciliados, rotíferos e cladóceros também podem ser predadores significantes das bactérias planctônicas (SANDERS *et al.*, 1989; VAQUE & PACE, 1992; BOUVY *et al.*, 1994; ROFF *et al.*, 1995; OOMS-WILMS, 1997), além de outros fatores de perda de células como a lise por vírus (WEINBAUER, 2004; BETTAREL *et al.*, 2005). Uma revisão mais detalhada do mecanismo *top-down* sobre o controle do bacterioplâncton é encontrada no trabalho de PERNTHALER (2005).

Dentro do mecanismo *bottom-up* em ecossistemas lacustres, a pouca disponibilidade de fósforo (nas formas inorgânicas dissolvidas) é o principal fator limitante do crescimento bacteriano (TOOLAN *et al.*, 1991; CHRZANOWSKI *et al.*, 1995; ELSER *et al.*, 1995; FARJALLA *et al.*, 2002a, 2002b; JANSSON *et al.*, 2006). Esse controle foi observado também em águas oceânicas (ZWEIFEL *et al.*, 1993; POMEROY *et al.*, 1995; THINGSTAD & RASSOULZADEGAN, 1995; COTNER *et al.*, 1997). A limitação por fósforo é um padrão comum em ambientes aquáticos, uma vez que o estoque natural de fósforo no planeta está no ambiente terrestre e ao alcançar os ambientes aquáticos pode rapidamente ser precipitado com argilas e íons de ferro para o sedimento (THINGSTAD, 1998). A limitação por nitrogênio (nas formas inorgânicas dissolvidas) também foi constatada em alguns casos, geralmente como fator limitante secundário, em experimentos com adição de fósforo (CHRZANOWSKI *et al.*, 1995; ELSER *et al.*, 1995). A capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico pelos microorganismos faz com que a disponibilidade desse nutriente seja, naturalmente, maior do que a do fósforo, que não tem um ciclo atmosférico (SCHINDLER, 1977).

A limitação do crescimento bacteriano pela disponibilidade do COD foi constatada principalmente em águas oceânicas onde, naturalmente, a disponibilidade de carbono é menor (POMEROY *et al.*, 1995; KIRCHMAN & RICH, 1997; WILLIAMS, 2000; CHEN *et al.*, 2005). Em águas continentais a limitação por carbono foi

geralmente constatada como segundo fator limitante, depois do fósforo, e ligada à liberação de COD pelo fitoplâncton sazonalmente (KRISTIANSEN *et al.*, 1992; SCHWEITZER & SIMON, 1995). Ainda, a limitação secundária pelo carbono em águas continentais foi constatada quando o COD disponível é de baixa degradabilidade ao consumo bacteriano (COD de baixa qualidade ou COD refratário). Em algumas lagoas costeiras de água preta, as principais formas de COD são denominadas por substâncias húmicas que, apesar de sua alta concentração no ambiente, são refratárias (FARJALLA *et al.*, 2002b; CASTILLO *et al.*, 2003).

Outros fatores de mecanismo *bottom-up* podem ser limitantes ao crescimento do bacterioplâncton em ambientes específicos e em pequenas escalas temporais. Dentre esses fatores, os mais estudados são a temperatura da água (FELIP *et al.*, 1996; SIMON & WÜNSCH, 1998; JUGNIA *et al.*, 1998; MCMANUS *et al.*, 2004; FARJALLA *et al.*, 2005) e o pH (JEPPESEN *et al.*, 1997; STEPANAUSKAS *et al.*, 2003; LINDSTRÖM *et al.*, 2005), principalmente nos ecossistemas temperados. Fatores como oxigênio dissolvido (BASTVIKEN *et al.*, 2001; FARJALLA *et al.*, 2005), salinidade (PEDRÓS-ALIÓ *et al.*, 2000; GÖCKE *et al.*, 2004; LAQUE, 2006), fotodegradação de COD (LINDELL *et al.*, 2000; AMADO *et al.*, 2003; SUHETT *et al.*, 2004) também têm ganhado foco nos estudos. Ainda, um fator ambiental que pode afetar direta ou indiretamente as bactérias, seus predadores e a concentração de nutrientes é o regime hidrológico, seja analisando o pulso de inundação do corpo d'água (ANESIO *et al.*, 1997; THOMAZ *et al.*, 1998; CASTILLO, 2000; CARVALHO *et al.*, 2003; FARJALLA *et al.*, 2006), ou seja analisando a quantidade de chuva mensal precipitada (JORGENSEN *et al.*, 1999; FARJALLA *et al.*, 2002b; ALMEIDA *et al.*, 2006). A pluviosidade tem ganhado foco nos estudos temporais de variação da comunidade bacteriana, principalmente nas regiões tropicais onde não encontramos estações marcadas por diferenças na temperatura do ar, típico das regiões temperadas.

1.d. Regulação ecológica x Co-variação

A maioria dos estudos que analisam a influência de fatores reguladores sobre a comunidade bacteriana baseia-se em análises de correlação. No entanto, correlações significativas em estudos isolados não necessariamente indicam regulação ecológica, com relação de causalidade, podendo indicar somente co-variação (GASOL *et al.*, 2002). Uma maneira de analisar a regulação ecológica do bacterioplâncton é através de padrões gerais, encontrados em estudos comparativos, que relacionam a variação dos parâmetros bacterianos (densidade, biomassa, produção e respiração) a possíveis fatores reguladores (PACE & COLE, 1996). Baseado nos mecanismos *bottom-up*, um primeiro padrão geral observado sugere regulação do crescimento bacteriano, em ecossistemas marinhos e lacustres, pelos recursos provenientes da produção primária algal (COLE *et al.*, 1988; WHITE *et al.*, 1991). Um segundo padrão sugere regulação do bacterioplâncton pela disponibilidade de fósforo (CURRIE, 1990; ELSER *et al.* 1995), e um terceiro padrão sugere a regulação pela baixa concentração e disponibilidade de COD (SØNDERGAARD, 1997). Estes fatores reguladores podem estar agindo diretamente ou indiretamente sobre a comunidade bacteriana. A conhecida regulação do bacterioplâncton pelo fitoplâncton é uma regulação indireta, uma vez que as bactérias aproveitam os recursos provenientes da produção primária, sendo reguladas diretamente por estes.

A regulação ecológica pode ser resultado de um conjunto de fatores reguladores que atuam sobre os diferentes grupos de bactéria dentro de uma comunidade. A comunidade bacteriana é composta por diferentes grupos de bactérias (filogeneticamente, morfolologicamente ou com diferentes atividades) que formam uma assembléia bacteriana (GASOL *et al.*, 2002). Com um curto ciclo celular, as contribuições de cada grupo de bactérias para a abundância e biomassa total da comunidade podem variar muito, mesmo que a abundância e biomassa total da comunidade se mantenham constantes. A variação de cada grupo pode se relacionar

a fatores distintos, que, juntos, vão compor um conjunto de fatores que regulam (ou não) a comunidade.

Por conta de efeitos indiretos, alguns fatores do conjunto podem não apresentar correlação significativa com o parâmetro bacteriano analisado, da mesma forma que outros fatores que não participam da regulação podem apresentar correlação significativa casual, sendo simplesmente uma co-variação. Estas co-variações são comumente encontradas em estudos experimentais e extrapoladas para efeito de regulação. Para entender a real dinâmica de uma comunidade é necessário realizar estudos espaciais e temporais nos ambientes naturais junto de estudos das características limnológicas do ambiente. A dimensionalidade dos dados pode ser reduzida com a aplicação de testes estatísticos mais refinados para chegar aos possíveis fatores de regulação ecológica.

1.e. Estudos em lagoas costeiras

KJERVE (1994) define as lagoas costeiras como corpos aquáticos rasos separados do oceano por uma barra de areia, podendo se conectar a ele por entradas restritas ou pelo rompimento da barra esporadicamente. Esses ecossistemas ocupam 13% das áreas costeiras de todo mundo e no Brasil ocorrem, principalmente, nos estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (ESTEVES, 1998a). As lagoas costeiras podem ser perenes ou temporárias e preenchidas com água da chuva, do mar e/ou com água do lençol freático (ESTEVES, 1998b).

Segundo PANOSSO *et al.* (1998), o tamanho, a forma e a gênese do ecossistema aquático influenciam muitas de suas características físicas, químicas e biológicas. A morfometria (forma e tamanho) de um corpo d'água afeta seus processos hidrodinâmicos (WETZEL, 2001), o transporte e acumulação de sedimentos (HÅKANSON, 1982), o balanço de massa de nutrientes (SMITH & ATKINSON, 1994), o estado trófico da água (BEZERRA-NETO & PINTO-COELHO, 2002), a estabilidade

térmica da coluna d'água (SMITH, 1994), a produtividade biológica (RYDER, 1982) e os processos de circulação e dispersão de organismos (WETZEL & LIKENS, 1991). A gênese nos permite agrupar as lagoas por sua formação histórica e, muitas vezes, entender características comuns entre lagoas aparentemente distintas.

As lagoas costeiras da região norte-fluminense apresentam, basicamente, dois tipos de gênese. O primeiro está relacionado ao desenvolvimento de um cordão de praia por deposições arenosas quaternárias que represaram o curso do rio que buscava saída para o mar (ESTEVES, 1998a). Esse tipo de gênese proporcionou às lagoas um eixo longitudinal perpendicular à linha do mar, mantido igual ao eixo do rio, e um formato dendrítico, com expansões saindo do eixo principal (chamados de braços da lagoa). O segundo tipo de gênese está relacionado ao enchimento de depressões entre faixas de areia muito próximas à praia, abastecidas pela água das chuvas e por água do mar, constituindo lagoas muito rasas (ESTEVES, 1998a). Esta gênese proporcionou às lagoas um eixo longitudinal paralelo à linha do mar e forma alongada, com baixa área superficial e baixo volume de água, e uma alta influência marinha (pela entrada de água do mar e pela salsugem). Estas últimas são lagoas geralmente muito salgadas e podem ser temporárias.

Grande parte dessas lagoas costeiras apresenta produção fitoplanctônica baixa, indicando baixa contribuição de COD excretado. Por outro lado, grandes áreas litorâneas colonizadas por bancos de macrófitas aquáticas, com alta taxa de lixiviação, podem representar uma das principais fontes de COD autóctone para essas lagoas (FARJALLA *et al.*, 1999). Outra possível fonte de COD autóctone é originada de um tapete microbiano bentônico (do inglês "*microbial mat*") constituído de algas, cianobactérias e bactérias heterotróficas localizadas sobre o sedimento (FENCHEL *et al.*, 1998), já observado por FARJALLA *et al.* (2004) em lagoas costeiras hipersalinas da região norte-fluminense.

Dentre as fontes de COD alóctone, destaca-se a lixiviação da matéria orgânica em decomposição da vegetação terrestre marginal (FARJALLA *et al.*, 2002b). Grande

parte das lagoas costeiras no norte do Estado do Rio de Janeiro está localizada em complexos fitogeográficos de restinga, caracterizados por deposições arenosas do Quaternário. A decomposição parcial da vegetação da restinga resulta na formação de compostos orgânicos húmicos e fúlvicos de médio e alto peso molecular e pigmentação escura (tonalidade marrom, amarela ou mesmo preta) (WETZEL, 2001). Estes compostos (caracterizados principalmente pelas substâncias húmicas), junto com compostos polares não degradados liberados logo após a queda das folhas, como açúcares e ácidos orgânicos, são lixiviados através do solo arenoso pela ação das chuvas para o lençol freático e posteriormente para as lagoas costeiras. Em lagoas costeiras, onde não há deságüe de rios, a principal fonte de COD está relacionada ao carreamento dessas substâncias húmicas via lençol freático, e, portanto, espera-se um aumento na concentração de COD relacionado com o período das chuvas (FARJALLA *et al.*, 2004). Estas lagoas são comuns na região norte-fluminense e chamadas de lagoas húmicas, apresentando coloração escura, desbalanço da massa de nutrientes C:N:P (com muito carbono e pouco nitrogênio e fósforo) e pH ácido. Ainda, estas características limnológicas desfavorecem as comunidades do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas aumentando a importância da produção secundária bacteriana.

Estudos pontuais da comunidade bacteriana das lagoas costeiras do norte-fluminense foram realizados focando a relação do bacterioplâncton com as concentrações de nutrientes. FARJALLA (1998) observou, a partir de experimentos com adição de nutrientes, que a produção bacteriana foi significativamente estimulada em culturas com adição de fósforo. Mais tarde, a limitação do crescimento bacteriano por fósforo foi confirmada por correlações significativas positivas observadas entre concentração de fósforo e a biomassa e a densidade bacterianas nas lagoas costeiras da região norte-fluminense (FARJALLA *et al.*, 2001a). Além disso, FARJALLA *et al.* (2001a), observaram que essas lagoas apresentavam entre si um gradiente de concentração de COD, principal substrato para o crescimento bacteriano, variando

entre 9,8 e 74,0 mgC/L. No entanto, verificaram ausência de correlação entre os parâmetros bacterianos e esta variável. Mais recentemente, FARJALLA *et al.* (2002b) observaram que a qualidade do estoque de COD é determinante no crescimento das bactérias planctônicas destas lagoas costeiras. Finalmente, verificou-se a influência de outras variáveis limnológicas sobre a comunidade bacteriana destas lagoas. FARJALLA *et al.* (2005) encontraram que a variação térmica diária é um possível fator regulador da produção bacteriana em uma escala de tempo curta. LAQUE (2006) verificou os efeitos diretos e indiretos da salinidade sobre a composição da comunidade bacteriana em uma lagoa hipersalina concluindo que o sal é um importante na evolução desta comunidade. Muitas dessas características distintas tornam as lagoas costeiras ambientes ideais para um estudo de variação espacial e sazonal e de regulação ecológica.

2) Objetivo principal

- Avaliar e comparar espacialmente a dinâmica das comunidades bacterianas de lagoas costeiras distintas da região norte-fluminense, relacionando-as com variáveis limnológicas. Avaliar e comparar temporalmente a dinâmica das comunidades bacterianas nas lagoas costeiras quanto ao regime de chuvas.

2.a. Objetivos específicos

- Caracterizar as lagoas costeiras quanto às suas variáveis limnológicas e buscar relação com a gênese e morfometria de cada lagoa costeira.
- Avaliar a influência dos meses chuvosos na dinâmica temporal das variáveis limnológicas e da comunidade bacteriana das lagoas costeiras.
- Identificar possíveis fatores de regulação ecológica da densidade e biomassa bacterianas e identificar seus efeitos diretos e indiretos sobre esta comunidade.

3) Material e métodos

3.a. Área de estudos

A pesquisa¹ foi realizada nas lagoas costeiras Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças localizadas entre as coordenadas 22° e 22°30'S e 41°30' e 42°W, compreendendo os municípios de Rio das Ostras, Macaé, Carapebus e Quissamã, no nordeste do estado do Rio de Janeiro, Brasil (Figura 1 e 2). As áreas dessas lagoas são respectivamente de 3,26, 0,34, 0,13, 6,50 e 0,96 km² (PANOSSO *et al.*, 1998; SEMADS, 2001), sendo que todas apresentam variações em sua área por serem muito rasas (a última apresenta variações mais constantes, pois durante os meses chuvosos pode juntar seu espelho d'água com o das lagoas vizinhas).

As lagoas Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças estão inseridas no contexto fitogeográfico do PNRJ (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba) (Figura 1 e 2) com matas de vegetação de restinga relativamente bem preservada com predomínio de formação aberta de *Clusia sp.* (HENRIQUES *et al.*, 1986). No entorno da lagoa das Garças (Figura 2e) essa vegetação fica menos densa e mais afastada para o interior do continente, apresentando uma faixa de areia mais larga dominada por vegetação rasteira praiana halófila-psamófila reptante (ARAUJO *et al.*, 1998). A lagoa Carapebus (Figura 2d), com a maior área superficial, tem uma parte de seu espelho d'água localizado fora do PNRJ, passando por áreas de pastagem e plantio de cana-de-açúcar, estando suscetível à entrada de efluentes não quantificados. As três primeiras lagoas (Figuras 2b,c,d) apresentam a forma perpendicular à linha da praia e dendrítica, enquanto que a lagoa das Garças está disposta paralelamente à linha da praia com forma alongada.

¹ As lagoas Imboassica e Cabiúnas são monitoradas desde 1992 pela equipe do Laboratório de Limnologia da UFRJ, dentro do Projeto EcoLagoas (Estudo das Lagoas Costeiras do Norte-Fluminense), a partir de um convênio entre a PETROBRAS e a UFRJ. Desde 1999 com o início do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD - sítio 5), 14 lagoas da região inseridas no PNRJ, incluindo as lagoas Comprida, Carapebus e das Garças, vêm sendo monitoradas mensal, trimestral ou semestralmente.

Já a lagoa Imboassica (Figura 2a) está localizada dentro do contexto urbano das cidades de Rio das Ostras e Macaé (Figura 1) e teve parte de suas margens aterradas para construção civil e exploração imobiliária, estando, hoje, cercada por casas, pasto e indústria que contribuem com um constante aporte de efluentes orgânicos. O lançamento desses efluentes tem resultado em um processo de eutrofização artificial e de degradação das condições sanitárias da água.



Figura 1: Mapa do litoral nordeste do estado do Rio de Janeiro com a localização das lagoas costeiras Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças. Os asteriscos vermelhos (*) indicam a localização do ponto de coleta em cada lagoa. A área em verde (■) indica os limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ). O mapa foi adaptado de imagens de satélite do programa *Google Earth* (<http://earth.google.com/>).

O clima regional é sub-úmido com pouco ou nenhum déficit de água, mesotérmico e com pouca variação de temperatura do ar ao longo do ano. A umidade relativa anual é alta (83%) e a temperatura máxima média de 29,9°C em fevereiro e mínima média de 25,4°C em julho. As chuvas alcançam a média anual de 1300 mm e se concentram nas estações de primavera e verão com mínima média de 800 mm e

máxima média de 1200 mm. A estiagem surge nos meses de inverno, sem definição de uma estação seca marcada. Os ventos ocorrem o ano todo com predomínio de nordeste (ALBERTONI *et al.*, 2003).



Figura 2: Fotos aéreas das lagoas (a) Imboassica, (b) Cabiúnas, (c) Comprida, (d) Carapebus e (e) das Garças. Os asteriscos vermelhos (*) indicam o ponto de coleta em cada lagoa.

3.b. Amostragem

Amostras de água foram coletadas mensalmente de junho de 2002 a julho de 2003, totalizando 14 meses consecutivos, nas lagoas costeiras Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e Garças. As coletas foram realizadas em um ponto central da região limnética de cada lagoa (Figuras 1 e 2) e na sub-superfície (entre 10 e 20 cm) da coluna d'água. Na coleta foram usados frascos de polietileno de 2 L previamente

lavados em laboratório com HCl 10% e água deionizada e enxaguados em campo com a própria água de cada lagoa.

3.c. Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a

Os dados diários de pluviosidade e temperatura do ar da região foram cedidos pela Fazenda São Lázaro localizada próxima ao PNRJ. A partir destes dados, foram calculadas a pluviosidade total mensal e a temperatura média mensal. Em campo foram medidas a profundidade da coluna d'água e a transparência da coluna d'água, indicada pela profundidade do disco de secchi. A temperatura da água, a condutividade elétrica e a salinidade foram medidas com um Termo-condutivímetro-salinômetro YSI modelo 30SET. Ainda em campo, foram fixados 125 mL de água total com 1 mL de sulfato manganoso e 1 mL de azida sódica, em frascos de vidro armazenados no escuro, para análise de oxigênio dissolvido na água (OD). Cada frasco foi posteriormente acidificado com 2 mL de ácido sulfúrico concentrado, sendo a concentração de OD determinada através da titulação de Winkler, modificado por GOLTERMAN *et al.* (1978).

Para as análises em laboratório, as amostras ficaram armazenadas no escuro e em freezer a -18°C. Destas amostras, algumas foram armazenadas com a água total, e outras com a água filtrada, em filtro de fibra de vidro com porosidade 1,2 µm (Whatman GF/C 47 mm). Foi determinado o pH da água total com um pHmetro (modelo Analion PM 603). A alcalinidade foi determinada da água total através da titulação de ácido sulfúrico 0,01 N conforme a função de GRAN (1952) e posterior uso do programa Alcagran (CARMOUZE, 1994). A coloração da água filtrada foi indicada por leitura espectrofotometria da absorbância a 430 nm.

As concentrações de nitrogênio total (orgânico e inorgânico nas formas particulada e dissolvida, da água total) e nitrogênio dissolvido (orgânico e inorgânico na forma dissolvida, da água filtrada) foram determinadas pelo método de Kjeldahl,

descrito por MACKERETH *et al.* (1978), que se baseia na concentração da amostra por evaporação, digestão do resíduo em meio ácido, destilação, titulação com HCl e cálculo da concentração. A concentração de nitrato (NO_3^- - inorgânico na forma dissolvida, da água filtrada) foi determinada segundo metodologia descrita por ZAGATTO *et al.* (1981) pelo método de injeção de fluxo contínuo (FIA) e leitura espectrofotométrica a 535 nm. A concentração de nitrogênio amoniacal (NH_4^+ - inorgânico na forma dissolvida, da água filtrada) foi determinada pelo método descrito por KOROLEFF (1978) baseado na coloração azul da reação de íon amônio com fenol e hipoclorito em meio alcalino e leitura espectrofotométrica a 630 nm.

As concentrações de fósforo total (orgânico e inorgânico nas formas particulada e dissolvida, da água total) e fósforo dissolvido (orgânico e inorgânico na forma dissolvida, da água filtrada) foram determinadas pelo método proposto por GOLTERMAN *et al.* (1978) que consiste na hidrólise do fósforo total da amostra por persulfato de potássio em autoclave, originando fosfato solúvel reativo, e leitura espectrofotométrica a 882 nm. A concentração de ortofosfato (H_2PO_4^- - inorgânico na forma dissolvida, da água filtrada) foi determinada pela metodologia descrita por GOLTERMAN *et al.* (1978) que consiste na conversão de todas as formas inorgânicas em ácido fosfórico, reagindo com ácido molíbdico e originando um complexo de coloração azulada cuja intensidade, proporcional à concentração de ortofosfato, foi indicada por leitura espectrofotométrica a 882 nm.

A concentração de carbono orgânico dissolvido (COD - da água filtrada) foi determinada pelo método de combustão em alta temperatura catalisada por platina com o analisador de carbono Shimadzu TOC-5000, fazendo, no mínimo, três injeções por amostra com coeficiente de variação de até 2% (GRANÉLI, *et al.*, 1998). As amostras foram anteriormente acidificadas com HCl (2 M), obtendo amostras com um pH=2,0, para minimizar os efeitos da alta salinidade de algumas lagoas. A concentração de clorofila-a foi determinada pelo método de NUSCH & PALME (1975)

que consiste na extração da clorofila-a com etanol 90%, aquecido a 80°C, do material em suspensão presente em filtros de fibra de vidro com porosidade 1,2 µm (Whatman GF/C 25 mm), e leitura espectrofotométrica a 665 nm.

As lagoas foram classificadas em estados tróficos segundo as concentrações de fósforo total e clorofila-a comparadas com índices sugeridos por SALAS & MARTINO (1991) para lagoas tropicais de águas quentes. Também foram classificadas em doces a hipersalinas pela classificação de salinidade sugerida por REMANE & SCHLIEPER (1971).

3.d. Densidade e biomassa bacterianas

Para determinar a densidade e a biomassa bacterianas foram fixados 9 mL da água total com 1 mL de formol tamponado com bórax (concentração final 3,7%) em frascos de vidro escuro de 20 mL previamente lavados com HCl 10% e água deionizada. As amostras foram armazenadas em geladeira a 4°C, no escuro, por até uma semana. A preparação das lâminas e análise no microscópio foi feita pelo método proposto por HOBIE *et al.* (1977) pelo qual 1 mL da amostra fixada foi colocado junto a 1 mL do corante laranja de acridina (concentração final de 0,01%) sobre uma membrana preta de polycarbonato (Nucleopore, porosidade de 0,22 µm) por 10 minutos. Após este tempo, a amostra passou por um processo de filtração a vácuo (0,8 atm) para fixar as células coradas na membrana preta. Lâminas foram preparadas com as membranas junto a óleo de imersão. De cada amostra, três sub-amostragens foram feitas. As lâminas prontas foram analisadas em um microscópio invertido de epifluorescência (Axiovert Zeiss Universal) com um aumento de 1600x, onde 30 campos foram contados em duas linhas perpendiculares.

As bactérias foram classificadas por morfotipo em "cocos", "bastões", "vibrios" e "espirilos" de acordo com suas formas. Os cocos foram caracterizados como células

perfeitamente esféricas (forma de “•”), os bastões como células alongadas (forma de “I”) com extremidades arredondadas, os vibrios como células curvadas (forma de “C”) com extremidades afiladas e os espirilos como células em espiral fazendo mais de uma curva (forma de “S”) com extremidades afiladas. O número total de células foi calculado para cada classe e para amostra. As médias das sub-amostragens foram feitas para obter o número total médio por amostra. A densidade bacteriana foi calculada pela seguinte fórmula:

$$DB_T = [(N \times A) / (V \times B)] \times 1000$$

Onde,

DB_T = densidade bacteriana total (bactérias/L)

N = número total de células contadas (somando todas as classes)

A = área de membrana de polycarbonato ($4,52 \times 10^8 \mu m^2$)

V = volume de amostra filtrada (mL)

B = área do campo do microscópio ($7400 \mu m^2$)

A medição das células para determinar o biovolume bacteriano e o cálculo da biomassa bacteriana foi feita pelo método proposto por FRY (1990). Para isso foram medidos o comprimento e a largura de 20 células de cada classe escolhidas aleatoriamente em diferentes campos do microscópio, com auxílio de uma régua na ocular. Com estes valores foi calculado o biovolume de cada célula, a média por classe e o biovolume total, assumindo esferas e cilindros com terminações hemisféricas razoavelmente aproximadas da real forma de cada classe.

$$VB_i = \pi/4 \times L_i^2 (C_i - L_i/3)$$

Onde,

VB_i = biovolume bacteriano de uma célula (μm^3)

L_i = largura da célula

C_i = comprimento da célula

A biomassa bacteriana foi calculada multiplicando-se o biovolume bacteriano com um fator de conversão de $5,6 \times 10^{-13} \text{ gC}/\mu\text{m}^3$ proposto por BRATBAK (1985) para células bacterianas fixadas.

$$BB_i = VB_i \times (5,6 \times 10^{-13})$$

Onde,

BB_i = biomassa bacteriana de uma célula (gC)

VB_i = biovolume bacteriano de uma célula (μm^3)

Para calcular a biomassa bacteriana total somou-se a biomassa média por classe e multiplicou-se com a densidade bacteriana.

$$BB_T = (\sum_{i,j} VB_{ij}) \times DB_T$$

Onde,

BB_T = biomassa bacteriana total (gC)

VB_{ij} = biovolume bacteriano de uma célula i, i-j (μm^3)

DB_T = densidade bacteriana total (bactérias/L)

3.e. Tratamento estatístico dos dados

Para atender às premissas dos testes estatísticos utilizados, foi feito, antes de quaisquer análises, o teste Kolmogorov-Smirnov para testar a distribuição normal dos dados e o teste de Bartlett para comparar o grau de homogeneidade entre as variâncias. Para os testes paramétricos, os dados foram ajustados com transformações logarítmicas ($\log(x+2)$) estabilizando as variâncias. Os coeficientes de variação para dados de campo tendem a ser altos, e foi aceita, assim, um coeficiente de variação máximo de 20% (à exceção do pH que já é representado por

valores logaritmizados). Como medida de centralização dos dados brutos, foram escolhidas a mediana e a amplitude interquartil (25% e 75%) – equivalentes não-paramétricos da média e variância – já que nem todos os dados têm distribuição normal e, no geral, todos têm coeficientes de variação altos. Estas medidas foram usadas somente para representação dos dados em tabela e gráfico, não sendo utilizadas para posteriores cálculos.

3.e. i) Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a

Foi usado o teste estatístico de análise de variância (ANOVA) “one-way” para comparar espacialmente as médias das variáveis abióticas e clorofila-a nas cinco lagoas e detectar se as médias são significativamente diferentes ($p < 0,05$). Através do teste *a posteriori* de Tukey foi estabelecida a diferença mínima significativa, permitindo detectar quais são as médias de cada lagoa significativamente diferentes das demais. A representação desses resultados foi feita seguindo o modelo de PANOSSO & KUBRUSLY (2000), com modificação nos níveis de significância do teste de Tukey (usando $p < 0,01$ para lagoas extremamente diferentes entre si, $p < 0,05$ para lagoas diferentes entre si, e $p > 0,05$ para lagoas iguais entre si). O pacote estatístico usado foi o GraphPad Prism 4.0.

Para reduzir a dimensionalidade entre as variáveis (abióticas e a clorofila-a) foi feita uma análise de componentes principais (ACP) (GAUCH, 1982) associada a testes de permutações Monte-Carlo através de uma matriz R-modal (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Para a análise foram descartadas variáveis com alta similaridade apresentada em uma matriz de correlação de Pearson seguida de teste-*t* ($r \geq 0,70$; $p < 0,05$). O modelo de Broken-Stick foi usado para testar a significância dos autovalores (JACKSON, 1993) e o critério de Broken-Stick (vetores V^2) para testar a significância dos autovetores e obter seus pesos (PERES-NETO *et al.*, 2003). A interpretação dos eixos foi feita observando-se as variáveis comuns entre as lagoas

com pesos significativos por componente principal. Os pacotes estatísticos usados foram o PC-ORD 4.01 e o Statistica 6.0.

3.e. ii) Densidade e biomassa bacterianas

Para testar a sazonalidade da densidade e biomassa bacterianas marcada pela pluviosidade, os dados bacterianos dos 14 meses amostrais foram separados por meses chuvosos e secos. Os meses chuvosos foram considerados como aqueles com pluviosidade mensal superior a 60 mm, já que a região não apresenta estações marcadas. Esses dados foram representados por gráfico de Box-plot e as medianas dos meses secos e chuvosos foram comparadas pelo teste de significância de Mann-Whitney ($p < 0,05$). O pacote estatístico usado foi o GraphPad Prism 4.0.

O teste estatístico de análise de variância (ANOVA) “two-way” foi feito para comparar espaço-temporalmente os parâmetros bacterianos e detectar se as médias são significativamente diferentes entre as lagoas (análise espacial) ($p < 0,05$). Através do teste *a posteriori* de Bonferroni foi estabelecida a diferença mínima significativa, permitindo detectar os valores de cada lagoa significativamente diferentes das demais no mesmo mês amostral (análise espaço-temporal). Ainda, com esta análise obtemos o percentual de contribuição dos fatores espaço, tempo e interação para a variação total dos dados. O pacote estatístico usado foi o GraphPad Prism 4.0.

3.e. iii) Relação da densidade e biomassa bacterianas com as variáveis abióticas e a concentração de clorofila-a

Foi feita uma matriz de correlação de Pearson para cada lagoa, para examinar a relação das variáveis abióticas e clorofila-a com a densidade e a biomassa

bacterianas, seguida de teste-*t* para avaliar a significância dos coeficientes de correlação ($p < 0,05$) (SOKAL & ROHLF, 1995). O pacote estatístico usado foi o Statistica 6.0. Ainda, foi feita uma análise de regressão múltipla linear para densidade e biomassa bacterianas, separadamente, usando estas como variáveis dependentes e as coordenadas dos eixos significativos da ACP como variáveis explanatórias, para examinar sua relação (CARVALHO *et al.*, 2003; CRIQUET *et al.*, 2004; PALIJAN & FUKS, 2006). Foi obtido o valor de R^2 ajustado e os coeficientes de regressão (β) para cada eixo com suas respectivas significâncias ($p < 0,05$). O pacote estatístico usado foi o Statistica 6.0.

4) Resultados

4.a. Variáveis abióticas e concentração de clorofila-a

Dentre as variáveis amostradas ao longo dos 14 meses estudados, algumas apresentaram ausência de dado numérico em meses pontuais, aceitando-se para as análises todas as variáveis com pelo menos 12 dos 14 meses consecutivos de amostragem (Apêndice 1). Os dados de pluviosidade indicaram como meses chuvosos junho, setembro, novembro e dezembro de 2002 e janeiro e abril de 2003, e os demais meses de seca. A temperatura do ar média mensal foi mínima de 22,7 °C e máxima de 31,7 °C (Figura 3).

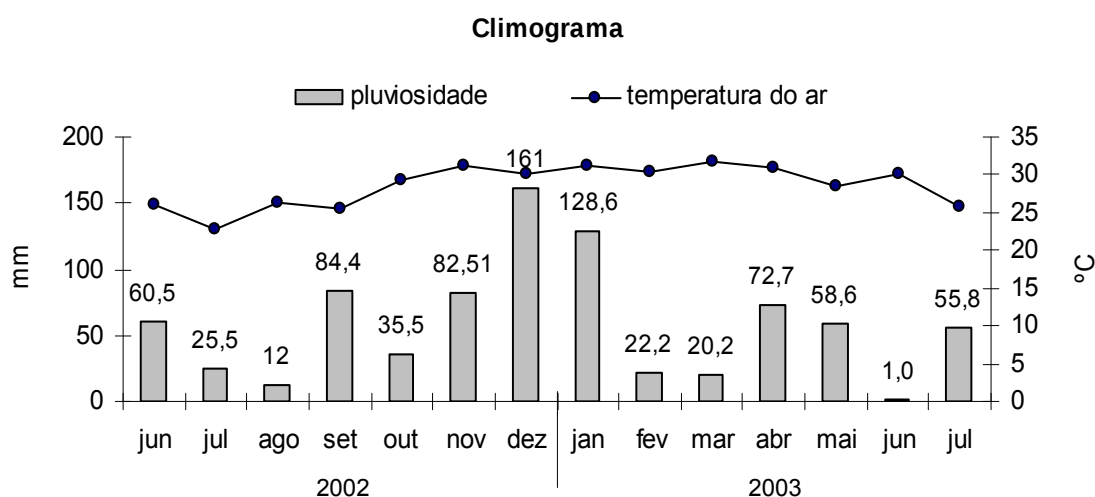


Figura 3: Pluviosidade mensal (mm) e temperatura do ar média mensal (°C) de junho de 2002 a julho de 2003 na região estudada. Em destaque o valor de pluviosidade de cada mês.

Os valores das medianas e amplitude interquartil (25 – 75%) das variáveis abióticas e clorofila-a estão na Tabela 1. As variáveis que se mantiveram mais estáveis foram temperatura da água e pH. O resultado da ANOVA *one-way* dos dados transformados indicou que as cinco lagoas são extremamente diferentes entre si em relação a essas variáveis ($p < 0,01$), à exceção da temperatura da água e do nitrogênio total ($p > 0,05$), e o teste *a posteriori* de Tukey descreveu a relação pareada entre cada lagoa (Figura 4).

Tabela 1: Valores de mediana^A e amplitude interquartil (25 – 75%)^B das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido) e clorofila-a (CLO-a) dos 14 meses amostrais das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças.

	Imboassica	Cabiúnas	Comprida	Carapebus	Garças
PROF (m)	1,00 ^A (0,80 - 1,15) ^B	2,55 (2,40 - 2,80)	1,80 (1,55 - 1,95)	1,55 (1,30 - 1,75)	0,43 (0,30 - 0,50)
SECC (m)	0,43 (0,38 - 0,50)	2,05 (1,53 - 2,45)	0,58 (0,45 - 0,65)	1,50 (1,15 - 1,65)	0,48 (0,33 - 0,55)
TEMP (°C)	24,8 (22,9 - 27,9)	25,2 (22,35 - 27,65)	26,4 (22,6 - 27,9)	26,2 (23,6 - 28,9)	24,4 (23,0 - 28,1)
SAL (psu)	6,95 (2,95 - 9,60)	1,05 (0,45 - 1,50)	0,20 (0,10 - 0,20)	4,50 (4,10 - 4,85)	75,55 (68,95 - 121,60)
COND (mS/cm)	11,80 (5,56 - 16,40)	1,85 (0,97 - 2,80)	0,33 (0,27 - 0,38)	8,18 (7,29 - 8,55)	103,50 (95,00 - 135,50)
pH	8,38 (7,94 - 8,61)	7,32 (7,18 - 7,53)	5,60 (5,15 - 5,99)	7,70 (7,32 - 8,24)	8,29 (8,07 - 8,50)
ALCA (mEq/L)	1,90 (1,58 - 2,08)	0,69 (0,53 - 0,82)	0,08 (0,02 - 0,09)	0,48 (0,31 - 0,64)	3,76 (3,32 - 4,60)
OD (mg/L)	8,04 (5,75 - 9,18)	6,37 (5,56 - 8,17)	6,84 (6,28 - 7,18)	7,33 (6,80 - 7,96)	3,30 (2,12 - 4,21)
COR	0,012 (0,07 - 0,015)	0,016 (0,013 - 0,027)	0,099 (0,083 - 0,111)	0,012 (0,008 - 0,015)	0,007 (0,004 - 0,013)
P-TOT (µM)	1,95 (0,94 - 3,17)	0,48 (0,33 - 0,70)	0,46 (0,33 - 0,71)	0,71 (0,29 - 2,26)	1,99 (1,01 - 6,15)
P-DIS (µM)	0,87 (0,43 - 1,28)	0,31 (0,17 - 0,42)	0,25 (0,19 - 0,46)	0,47 (0,32 - 0,59)	0,85 (0,33 - 5,31)
P-ORT (µM)	0,17 (0,04 - 0,33)	0,09 (0,05 - 0,16)	0,07 (0,02 - 0,21)	0,07 (0,02 - 0,19)	0,23 (0,02 - 3,53)
N-TOT (µM)	82,70 (55,80 - 96,70)	52,03 (44,22 - 77,10)	64,15 (55,17 - 70,22)	39,52 (33,75 - 54,97)	96,60 (39,26 - 156,50)
N-DIS (µM)	55,70 (35,80 - 72,20)	28,43 (27,64 - 49,20)	37,88 (29,54 - 53,57)	29,16 (27,87 - 35,54)	64,53 (22,12 - 124,80)
N-AMO (µM)	4,68 (0 - 12,50)	0,47 (0 - 3,38)	0,21 (0 - 1,52)	1,29 (0,21 - 3,16)	4,76 (0,31 - 22,59)
NITR (µM)	0,98 (0,79 - 1,89)	0,63 (0,29 - 0,77)	1,11 (0,07 - 1,35)	0,99 (0,81 - 1,27)	5,90 (1,53 - 10,40)
COD (mgC/L)	9,17 (8,29 - 10,50)	10,03 (9,00 - 11,74)	20,61 (18,53 - 23,77)	11,75 (10,53 - 16,04)	11,91 (8,86 - 15,68)
CLO-a (µg/L)	44,10 (32,70 - 51,60)	2,54 (2,14 - 5,13)	1,91 (1,44 - 2,59)	2,26 (1,38 - 4,60)	4,71 (2,85 - 10,37)

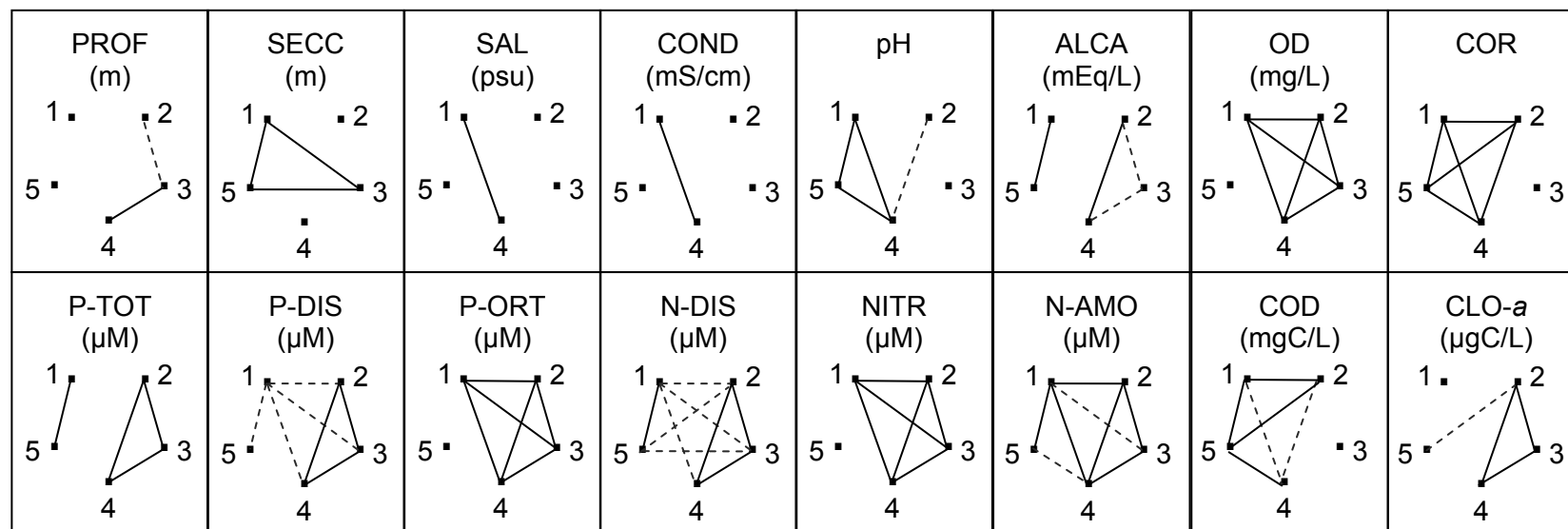


Figura 4: Resultado do teste de Tukey após ANOVA *one-way* das variáveis abióticas e clorofila-*a* entre as lagoas. Somente estão representadas as variáveis cujo resultado da ANOVA *one-way* mostrou diferença significativa entre as lagoas ($p < 0,01$) (excluindo temperatura da água e nitrogênio total ($p > 0,05$)). Cada ponto representa uma lagoa (1- Imboassica, 2- Cabiúnas, 3- Comprida, 4- Carapebus, 5- das Garças). A ligação das lagoas por linha cheia (—) indica que são lagoas iguais ($p > 0,05$), por linha pontilhada (---) indica que são diferentes ($p < 0,05$) e pela ausência de linha indica que são extremamente diferentes ($p < 0,01$). Modelo adaptado de PANOSSO *et al.* (2000).

Legenda das siglas: PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido e CLO-*a*- clorofila-*a*.

A profundidade mediana variou de 0,43 m na lagoa das Garças a 2,55 m na lagoa Cabiúnas, destacando-se as lagoas das Garças e Imboassica como as mais rasas em relação às demais ($p<0,01$). A lagoa das Garças foi a única onde a transparência pelo disco de secchi atingiu o fundo da lagoa em quase todo o período amostral. A lagoa Comprida apresentou os menores valores de transparência pelo disco de secchi em relação à sua profundidade (Figura 4).

A salinidade mediana variou de 0,2 psu na Lagoa Comprida a 75,55 psu na lagoa das Garças, ambas extremamente diferentes das demais ($p<0,01$). As lagoas Imboassica e Carapebus apresentaram salinidades diferentes e intermediárias ($p>0,05$). A condutividade acompanha o mesmo padrão da salinidade. Os valores medianos de pH e a alcalinidade variaram respectivamente de 5,60 e 0,08 mEq/L na lagoa Comprida a 8,29 e 3,76 mEq/L na lagoa das Garças, destacando-se a lagoa Comprida com pH extremamente diferente das demais ($p<0,01$). A concentração mediana de OD variou de 3,30 mg/L na lagoa das Garças a 8,04 mg/L na lagoa Imboassica, sendo a primeira com valor inferior muito diferente das demais lagoas ($p<0,01$) – saturadas em OD ($p>0,05$). A coloração mediana da água a 430 nm variou de 0,007 na lagoa das Garças a 0,099 na lagoa Comprida, sendo esta última de coloração muito escura e extremamente diferente das demais ($p<0,01$) (Figura 4).

Os valores medianos de concentrações de fósforo total, dissolvido e ortofosfato variaram respectivamente de 0,46, 0,25 e 0,07 μM na lagoa Comprida a 1,99, 0,85 e 0,23 μM na lagoa das Garças. Para fósforo total destacam-se as lagoas Imboassica e das Garças extremamente diferentes das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus ($p<0,01$). Para fósforo dissolvido não houve grande diferença significativa entre as lagoas. Já para ortofosfato a lagoa das Garças difere de todas as outras ($p<0,01$). Os valores medianos mínimo e máximo de concentração de nitrogênio dissolvido, nitrato e nitrogênio amoniacal variaram entre as lagoas. Para nitrato destacou-se a lagoa das Garças extremamente diferente das demais ($p<0,01$); para nitrogênio dissolvido e

amoniacoal não houve grande diferença significativa entre as lagoas, mas ainda com destaque para a lagoa das Garças (Figura 4).

A concentração mediana de COD variou de 9,17 mgC/L na lagoa Imboassica a 20,61 mgC/L na lagoa Comprida. A lagoa Comprida apresentou-se bastante diferente ($p < 0,01$) das demais lagoas. A concentração mediana de clorofila-a variou de 1,91 µg/L na lagoa Comprida a 44,10 µg/L na lagoa Imboassica, destacando-se a lagoa Imboassica extremamente diferente das demais ($p < 0,01$) e com algum destaque para a lagoa das Garças. As lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus tiveram valores significativamente iguais de clorofila-a ($p > 0,05$) (Figura 4).

Para a análise de componentes principais (ACP) foi retirada a variável fósforo total que apresentou alta similaridade com fósforo dissolvido em todas as lagoas indicada pelas matrizes de correlações de Pearson ($r \geq 0,70$, $p < 0,05$) (Apêndice 2). A ACP com as demais variáveis abióticas, clorofila-a e pluviosidade gerou três eixos significativos pelo modelo de Broken-Stick, que explicam 58,4% da ordenação dos dados (Tabela 2). A profundidade do disco de secchi, o fósforo dissolvido, o nitrogênio total, o nitrogênio amoniacoal e o COD foram considerados não-significativos, pelo critério de Broken-Stick (vetores V^2), com nenhum dos três eixos, enquanto o pH e a alcalinidade foram consideradas significativas nos três eixos (Tabela 3). Nem todas as demais variáveis foram significativas em relação aos três eixos. De acordo os pesos significativos atribuídos (Tabela 3) e pelo diagrama de variáveis dos eixos 1 e 2 (Figura 5a), estas se ordenaram em quatro grupos de variáveis: (1) nitrogênio dissolvido, nitrato, condutividade e salinidade, positivamente relacionadas ao eixo 1; (2) profundidade negativamente relacionada ao eixo 1; (3) temperatura da água, coloração da água, ortofosfato e pluviosidade, positivamente relacionadas ao eixo 2; (4) clorofila-a, negativamente relacionado ao eixo 2. E de acordo com o diagrama dos eixos 1 e 3 (Figura 5b), as variáveis se ordenaram em três grupos: (1) e (2) iguais aos anteriormente citados; (3) OD, coloração da água, clorofila-a e pluviosidade,

positivamente relacionados ao eixo 3; (4) ortofosfato e nitrato negativamente relacionados ao eixo 3.

Tabela 2: Resultado dos dez primeiros eixos da ACP indicando seus autovalores, a porcentagem de variação explicada em cada eixo, a porcentagem acumulada de variação explicada e o resultado do teste de Broken-Stick para significância dos eixos. Os eixos significativos são aqueles cujo autovalor de Broken-Stick é menor do que o autovalor encontrado do eixo. No nosso caso são os eixos 1, 2 e 3 (em negrito).

Eixos da ACP	Autovalores	% de variação explicada	% acumulado de variação explicada	Autovalores de Broken-Stick
1	6,17	34,28	34,28	3,50
2	2,21	12,27	46,55	2,10
3	2,13	11,85	58,40	2,00
4	1,45	8,03	66,43	1,66
5	1,26	6,98	73,41	1,41
6	1,01	5,63	79,04	1,21
7	0,86	4,75	83,79	1,05
8	0,65	3,60	87,38	0,90
9	0,61	3,36	90,74	0,78
10	0,43	2,38	93,13	0,67

Tabela 3: Variáveis significativas com seus pesos atribuídos nos componentes principais (CP1, CP2 e CP3) dos eixos significativos da ACP pelo critério de Broken-Stick (vetores V^2). As variáveis que não foram significativas em nenhum CP não estão apresentadas nesta tabela. Somente são significativas no CP as variáveis cujo peso está destacado em negrito.

	CP1	CP2	CP3
PROF	-0,34	0,10	-0,04
TEMP	0,05	0,44	0,08
SAL	0,41	-0,14	0,01
COND	0,41	-0,17	0,03
pH	0,22	-0,31	0,29
ALCAL	0,22	-0,20	0,42
OD	-0,15	0,07	0,54
COR	-0,01	0,43	0,43
P-ORTO	0,22	0,31	-0,17
N-DISS	0,28	0,20	0,06
NITRATO	0,33	0,18	-0,18
CLO-a	0,10	-0,23	0,27
PLUVIOS	0,04	0,43	0,40

No diagrama de lagoas da ACP dos eixos 1 e 2 (Figura 6a), ordenaram-se três grupos: (1) estações (ou meses amostrados) da lagoa das Garças relacionadas positivamente com o eixo 1; (2) estações da lagoa Imboassica relacionadas com o eixo 2, mais distribuídas na porção negativa; (3) estações das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus relacionadas com o eixo 2 distribuídas porção positiva e negativa. No diagrama de lagoas dos eixos 1 e 3 (Figura 6b), também se ordenaram três grupos: (1) estações da lagoa das Garças positivamente relacionadas ao eixo 1; (2) estações da lagoa Imboassica relacionadas com o eixo 2, mais distribuídas na porção positiva; (3) estações das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus negativamente relacionados com o eixo 1, e relacionadas com o eixo 2 em sua porção positiva e negativa, e com estações isoladas de Carapebus e Comprida ao extremo da porção negativa do eixo 2.

A sobreposição dos diagramas de variáveis e lagoas da ACP nos eixos 1 e 2 (Figuras 5a e 6a) mostra que na lagoa das Garças as variáveis salinidade, condutividade e nitrogênio (N-dissolvido e nitrato) correlacionam-se positivamente, enquanto que a profundidade correlacionou-se negativamente com as variáveis anteriormente citadas, indicando que a lagoa é rasa e que em menores profundidades aumenta a concentração de sal e nutrientes. Na lagoa Imboassica a variável clorofila-a foi a que mais caracterizou a lagoa positivamente relacionada com pH e alcalinidade, mas, o diagrama não responde bem à variação da lagoa mostrando algumas estações na porção positiva do eixo. Já nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus as variáveis temperatura, coloração da água, ortofosfato e pluviosidade correlacionaram-se positiva e negativamente com o eixo 2. Destaca-se a lagoa Comprida com a maioria de suas estações na porção positiva, indicando alta relação positiva entre temperatura, coloração da água, ortofosfato e pluviosidade. A lagoa Cabiúnas apresentou a maior distribuição longitudinal no eixo, já a lagoa Carapebus apresentou pouca distribuição com estações muito próximas, o que indica que o diagrama não responde bem à variação da lagoa.

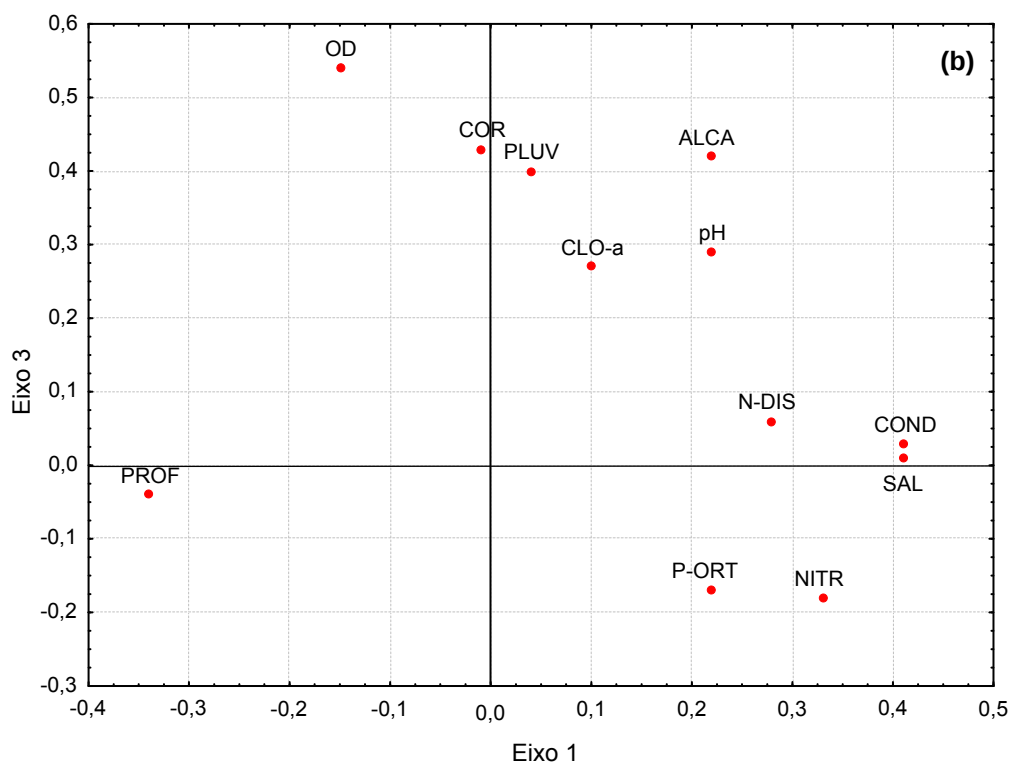
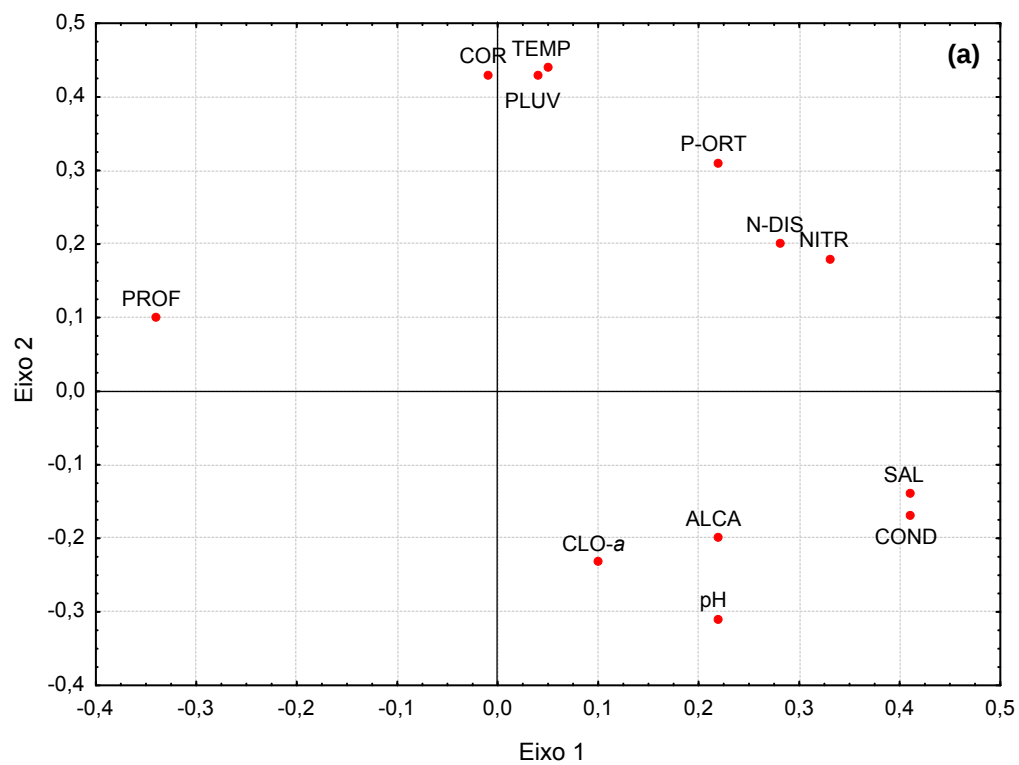


Figura 5: Diagrama das variáveis significativas dos eixos (a) 1 e 2 e (b) 1 e 3 da ACP. As variáveis não significativas pelo critério de Broken-Stick (vetores V^2) não estão representadas.

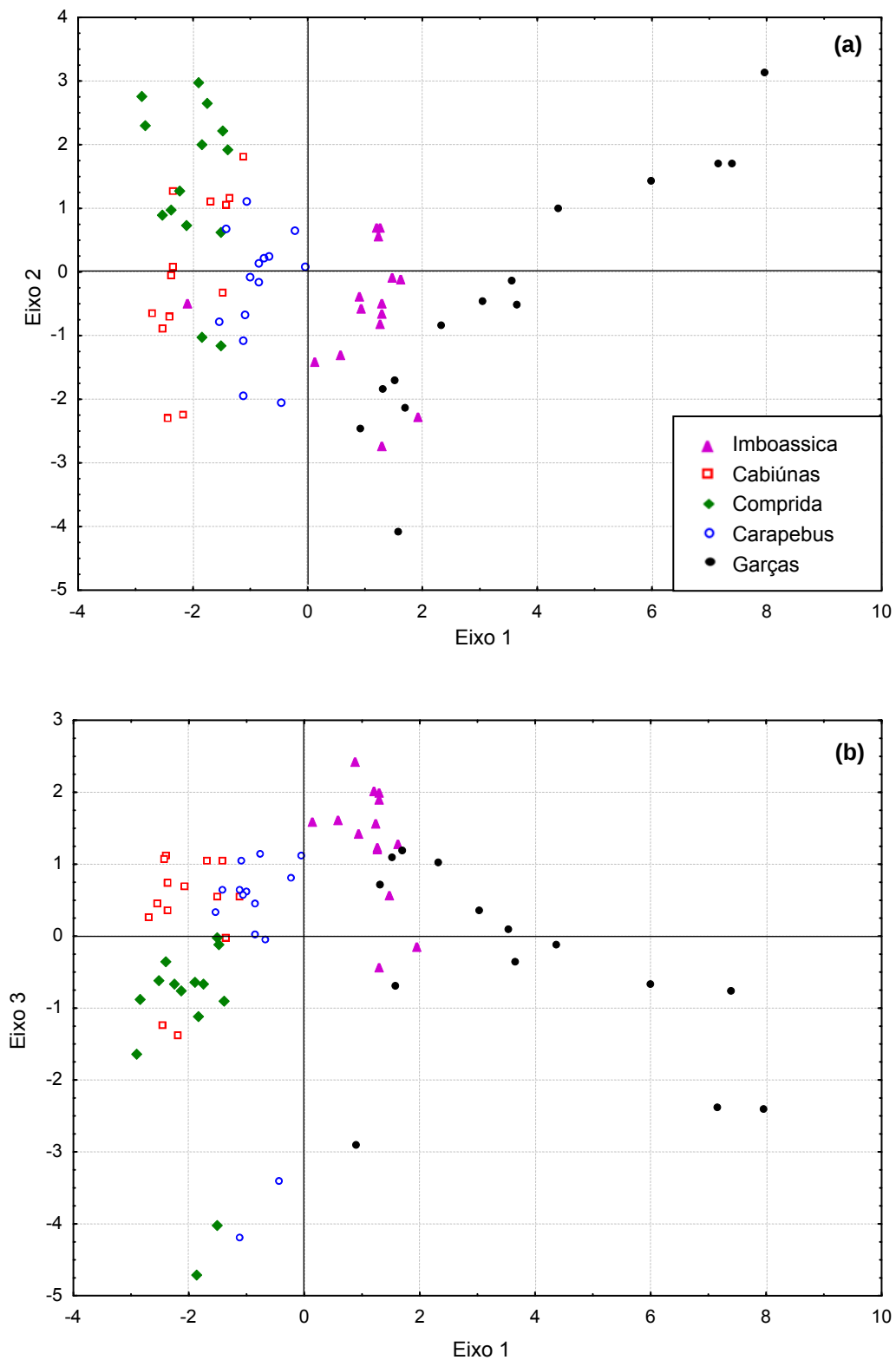


Figura 6: Diagrama das estações das lagoas nos eixos (a) 1 e 2 e (b) 1 e 3 da ACP.

Na sobreposição dos eixos 1 e 3 (Figuras 5b e 6b) a lagoa das Garças manteve o mesmo padrão, com o mês de julho/2002 isolado do gradiente. Na lagoa Imboassica a clorofila-a novamente foi a que mais caracterizou a lagoa, positivamente relacionada com pH e alcalinidade. Somente duas estações da lagoa Imboassica apresentaram-se na porção negativa do eixo 3, as de julho e agosto/2002, relacionadas então com maiores valores de ortofosfato e nitrato. Já na lagoa Cabiúnas, Comprida Carapebus as variáveis OD, coloração da água e pluviosidade correlacionaram-se positivamente, no entanto, quase não houve distribuição das estações o que indica que o diagrama dos eixos 1 e 3 não explica bem a variação nessas lagoas. As lagoas Comprida e Carapebus apresentaram meses isolados dos demais – julho e agosto/2002.

4.b. Densidade e biomassa bacterianas

Os valores de densidade bacteriana foram em torno de 10^{10} cel/L em todas as lagoas, com valor mediano mínimo de $1,07 \times 10^{10}$ cel/L na lagoa Cabiúnas e valor mediano máximo de $6,28 \times 10^{10}$ cel/L na lagoa das Garças (Apêndice 1) (Tabela 4). Nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus alguns meses atingiram a grandeza de 10^9 cel/L e na lagoa das Garças os meses de março e abril/2003 atingiram a magnitude de 10^{11} cel/L (Figura 7 e 8). Os valores de biomassa bacteriana também variaram, com mediano mínimo de 0,62 mgC/L na lagoa Carapebus e mediano máximo de 5,93 mgC/L na lagoa das Garças (Apêndice 1) (Tabela 4) (Figura 7 e 8). O teste de Mann-Whitney indicou que somente na lagoa das Garças houve variação temporal marcada pela pluviosidade com diferença significativa entre os meses chuvosos e secos ($p < 0,05$) tanto em densidade quanto em biomassa bacterianas (Figura 9).

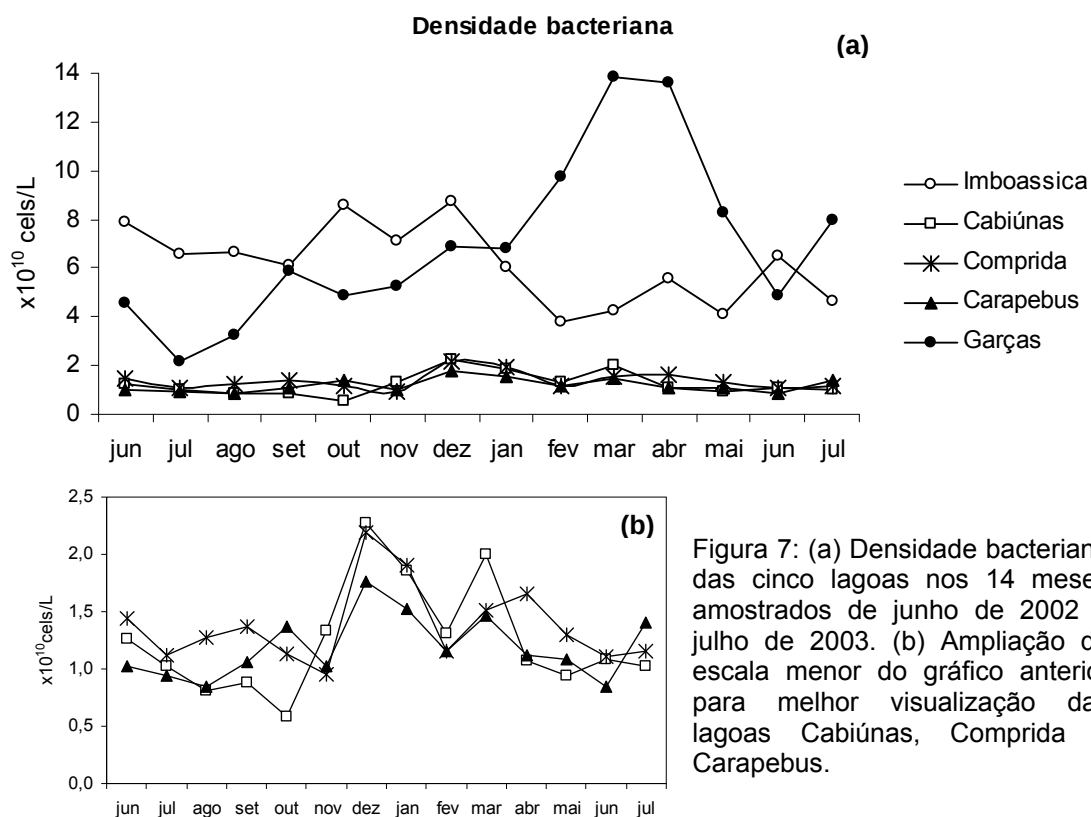


Figura 7: (a) Densidade bacteriana das cinco lagoas nos 14 meses amostrados de junho de 2002 a julho de 2003. (b) Ampliação da escala menor do gráfico anterior para melhor visualização das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus.

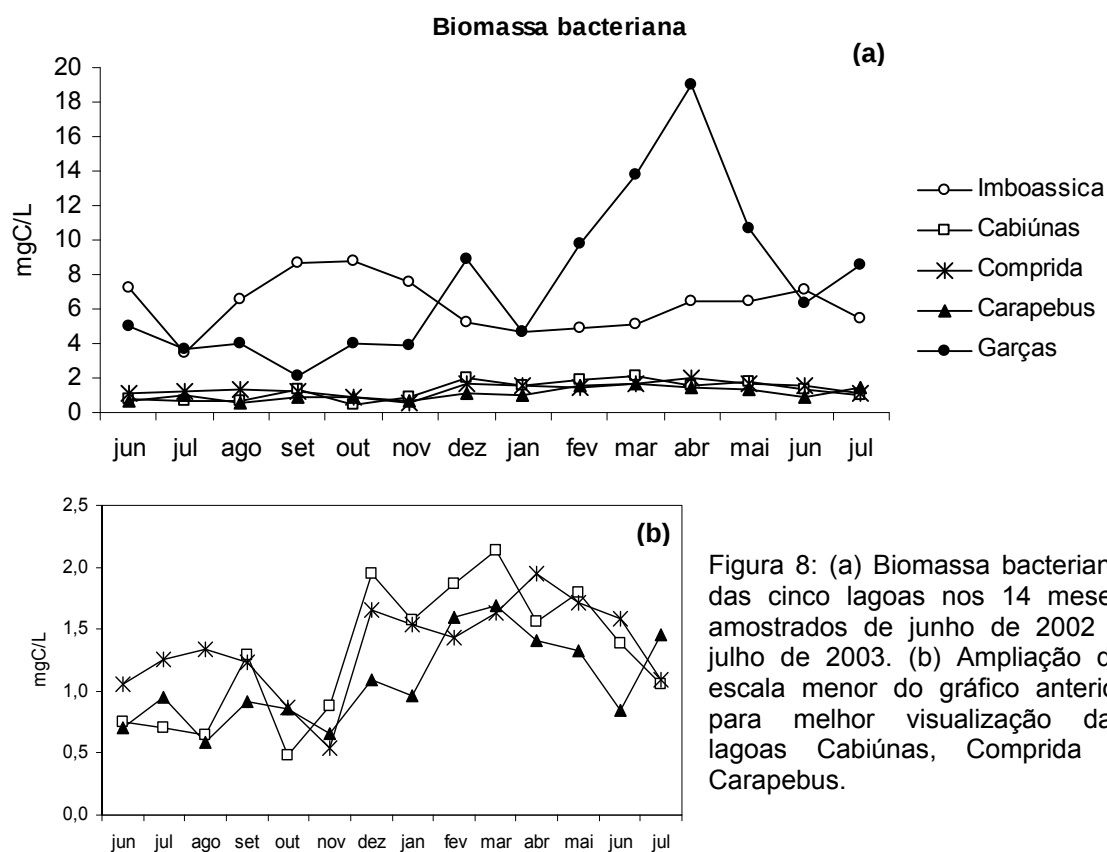


Figura 8: (a) Biomassa bacteriana das cinco lagoas nos 14 meses amostrados de junho de 2002 a julho de 2003. (b) Ampliação da escala menor do gráfico anterior para melhor visualização das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus.

Tabela 4: Valores de mediana^A e amplitude interquartil (25 – 75%)^B da densidade e biomassa bacterianas dos 14 meses amostrais das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida, Carapebus e das Garças.

	Imboassica	Cabiúnas	Comprida	Carapebus	Garças
Densidade bacteriana (x10 ¹⁰ cels/L)	6,14 ^A (4,45 - 7,50) ^B	1,07 (0,91 - 1,92)	1,33 (1,13 - 1,78)	1,21 (0,98 - 1,50)	6,28 (4,68 - 9,01)
Biomassa bacteriana (mgC/L)	4,64 (3,72 - 7,43)	1,09 (0,70 - 1,70)	1,24 (0,95 - 1,52)	0,62 (0,65 - 1,05)	5,93 (3,97 - 9,65)

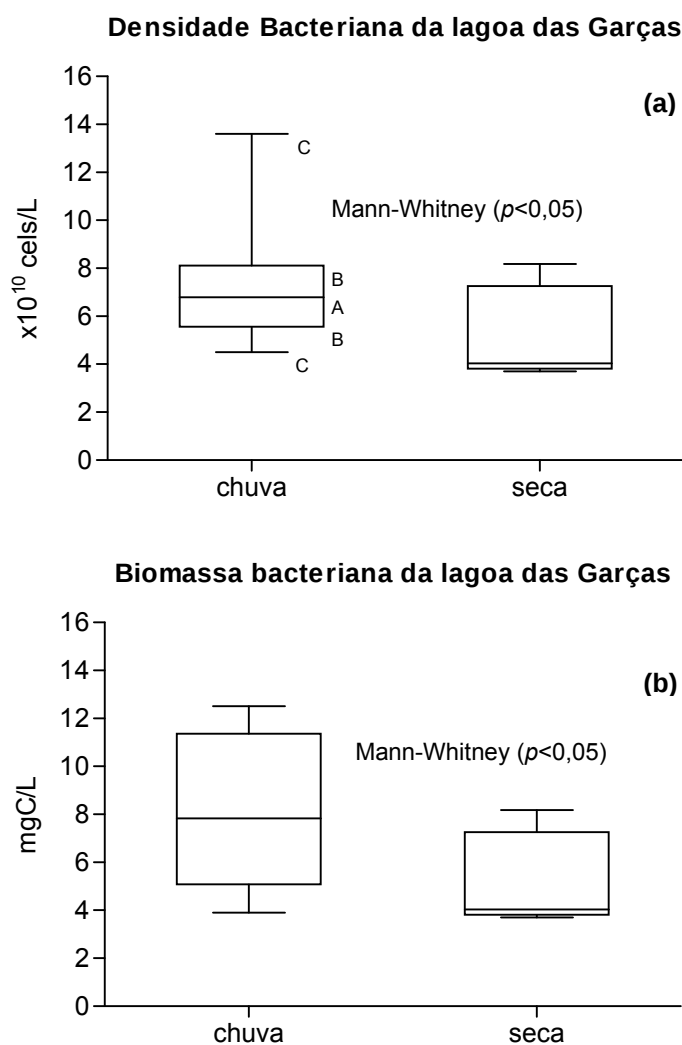


Figura 9: Representação em box-plot da (a) densidade bacteriana e (b) biomassa bacteriana da lagoa das Garças separadas pelos meses chuvosos (chuva) e secos (seca). Somente a lagoa das Garças apresentou diferença significativa entre as diferentes épocas de chuva ($p < 0,05$) pelo teste de Mann-Whitney. No box-plot estão representados A - mediana, B - amplitude interquartil (25 – 75%), C –valores mínimo e máximo.

Pelo resultado da ANOVA *two-way* para densidade bacteriana nas cinco lagoas, as diferenças locais entre as lagoas (fator espaço) explicou 69,25% da variação total dos dados de densidade bacteriana, enquanto a diferença entre os meses de cada lagoa (fator tempo) explicou 5,28% e a interação dos meses entre as lagoas (fator interação) explicou 24,20% da variação total dos dados ($p=0,0001$). Já o resultado da ANOVA *two-way* somente com as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus mostrou que o fator espaço explicou menos (2,02%) que o fator tempo (74,83%) na variação total dos dados de densidade bacteriana, e que o fator interação explicou 13,54% ($p=0,0001$). Um resultado semelhante foi encontrado para a biomassa bacteriana nas cinco lagoas, onde o fator espaço explicou 63,91% da variação total dos dados, o fator tempo explicou 11,23% e o fator interação explicou 23,50% ($p=0,0001$). Já o resultado da ANOVA *two-way* somente com as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus mostrou que o fator espaço explicou menos (7,33%) que o fator tempo (55,82%) na variação total dos dados de biomassa bacteriana, e que o fator interação explicou 13,54% ($p=0,0001$).

Os resultados das análises de ANOVA *two-way* com as cinco lagoas indicam que em cada mês amostrado as lagoas variam independentemente, tanto em densidade quanto em biomassa bacteriana. Podemos ver este efeito, por exemplo, no mês de outubro de 2002 quando a densidade bacteriana na lagoa Imboassica e Carapebus aumenta e nas demais lagoas diminui. O fator espaço, ou seja, as características locais que fazem as lagoas serem espacialmente distintas, é o principal responsável pela variação dos dados. No entanto, quando analisamos somente as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, o fator tempo torna-se o principal responsável pela distribuição dos dados bacterianos. O teste *a posteriori* de Bonferroni mostrou que a distribuição temporal das bactérias é idêntica nas três lagoas ($p>0,05$), ou seja, todas aumentam e diminuem juntas em cada mês, com algumas exceções. Já, quando analisamos somente as lagoas Imboassica e das Garças, conjuntamente, o fator espaço continua sendo o principal responsável pela variação da densidade e

biomassa bacterianas, sendo a variação temporal entre essas lagoas significativamente diferente ($p=0,001$).

A análise de regressão múltipla linear entre os valores de densidade bacteriana e os três componentes principais da ACP indicou uma relação significativa ($p=0,0001$) com coeficiente de determinação ajustado (R^2) de 0,738, sugerindo que aproximadamente 74% da soma dos quadrados das abundâncias bacterianas foi associada com a variação nos três primeiros componentes principais. No entanto somente os coeficientes de regressão parciais (β) nos componentes 1 e 3 foram significativos ($\beta_1=0,823$ e $\beta_3=0,258$, $p=0,0000$) (Tabela 5), sendo a densidade bacteriana positivamente relacionada a eles. Cruzando os dados dos componentes principais com as correlações significativas de Pearson podemos dizer que, dentro dos conjuntos de variáveis encontrados para cada eixo, aquelas que mais contribuíram para regulação da densidade bacteriana na lagoa das Garças foram a salinidade ($r=0,67$) e a profundidade ($r=-0,67$); na lagoa Imboassica foi a clorofila-*a* ($r=0,64$); na lagoa Cabiúnas foi a coloração da água ($r=0,61$); na lagoa Comprida foi a pluviosidade ($r=0,71$); e na lagoa Carapebus não houve distinção de contribuição de cada variável para a densidade bacteriana.

Tabela 5: (a) Resultado sumarizado da regressão múltipla entre densidade bacteriana e os 3 componentes principais. (b) Resultado parcial dos componentes principais (CP1, CP2, CP3) na regressão múltipla com densidade bacteriana. Os componentes significativos estão destacados em negrito.

	R^2 ajustado	F	p	Erro padrão da estimativa	(a)
	0,74	66,04	0,00001	0,11	

	β	Erro padrão de β	t	p	(b)
CP1	0,82	0,06	13,37	0,00001	
CP2	-0,08	0,06	-1,36	0,18	
CP3	0,26	0,06	4,19	0,00085	

A análise de regressão múltipla linear entre os valores de biomassa bacteriana e os três eixos significativos da ACP indicou uma relação significativa ($p=0,0001$) com coeficiente de determinação ajustado (R^2) de 0,670, sugerindo que aproximadamente 67% da soma dos quadrados da biomassa bacteriana foi associada com a variação nos três primeiros componentes principais. Os componentes de regressão parciais (β) nos componentes 1, 2 e 3 foram significativos ($\beta_1=0,777$, $p=0,0000$; $\beta_2=-0,169$, $p=0,017$; $\beta_3=0,230$, $p=0,001$) (Tabela 6) e a biomassa bacteriana foi positivamente relacionada com os eixos 1 e 3 e negativamente com o eixo 2. Cruzando os dados dos componentes principais com os resultados significativos das correlações de Pearson podemos dizer que, dentro dos conjuntos de variáveis encontrados para cada eixo, não houve distinção de contribuição de cada variável para a biomassa bacteriana nas lagoas das Garças, Imboassica e Carapebus. Já para a lagoa Cabiúnas, a variável coloração da água ($r=0,59$) contribuiu para regulação da maior parte da biomassa bacteriana, enquanto na lagoa Comprida foi a variável OD ($r=-0,72$).

Tabela 6: (a) Resultado sumarizado da regressão múltipla entre biomassa bacteriana e os 3 componentes principais. (b) Resultado parcial dos componentes principais (CP1, CP2, CP3) na regressão múltipla com biomassa bacteriana. Os componentes significativos estão destacados em negrito.

R^2 ajustado	F	p	Erro padrão da estimativa
0,67	47,78	0,0001	0,13

(a)

	β	Erro padrão de β	t	p
CP1	0,78	0,07	11,24	0,0001
CP2	-0,17	0,07	-2,45	0,02
CP3	0,23	0,07	0,03	0,001

(b)

5) Discussão

5.a. Caracterização limnológica e dinâmica das lagoas costeiras

As cinco lagoas costeiras estudadas apresentam relativa heterogeneidade espacial e espaço-temporal das variáveis limnológicas, como já era esperado com base em estudos isolados e pontuais nessas lagoas (*e.g.* ESTEVES, 1998b; ENRICH-PRAST *et al.*, 2004). Muitas variáveis analisadas apresentaram-se similares entre as lagoas, o que não significa que elas exerçam efeito igual sobre a comunidade bacteriana de cada uma. A dinâmica das variáveis abióticas e da biota de cada lagoa não está relacionada necessariamente à efeitos isolados, mas ao efeito de um conjunto de variáveis que se complementam diretamente e indiretamente. Neste sentido, os 3 componentes principais estabelecidos pela análise de componentes principais (ACP) possibilitaram uma visão desse conjunto de variáveis e como cada conjunto afeta a dinâmica das lagoas.

A lagoa das Garças, com gênese, forma e tamanho diferentes das demais lagoas, apresentou um conjunto exclusivo de variáveis que a caracterizou e influenciou sua biota. Este tipo de lagoa, formada pelo depósito de areia por correntes marinhas, pode isolar pequenas porções do mar com disposição paralela e próximas à linha da praia (REMANE & SCHILIEPER, 1971). Com a evaporação e a redução do volume de entrada de água, o volume da lagoa diminui, determinando o aumento da salinidade pela concentração de sais no ambiente (WILLIAMS, 1999). Alterações na salinidade ocorrem principalmente por comunicações permanentes com o mar, frequência e intensidade de intrusões marinhas (HART, 1995), volume de chuva e salsugem (ESTEVES, 1998a). Durante as coletas foram observadas ressacas marinhas nas quais ondas do mar ultrapassavam a barra de areia (que separa a lagoa do mar)

preenchendo a lagoa, além de, possivelmente, haver entrada de água do mar por percolação através do substrato arenoso.

Como indicado pelo conjunto de variáveis da ACP, a lagoa das Garças apresentou uma dinâmica limnológica bem relacionada com a profundidade e a salinidade ao longo do ano. A salinidade, assim como os nutrientes e as comunidades biológicas da lagoa das Garças, responde a um balanço de evaporação e precipitação (Relatório PELD, 2005). Nos meses secos, o predomínio da evaporação (evaporação>precipitação) resultou na redução da coluna d'água à metade de sua profundidade e causou um efeito de concentração dos sais (profundidade x salinidade, $r=-0,88$, $p<0,05$), dos nutrientes (profundidade x fósforo total, $r=-0,78$, $p<0,05$; profundidade x COD, $r=-0,67$, $p<0,05$) e do número de células bacterianas (profundidade x densidade bacteriana, $r=-0,67$, $p<0,05$). À medida que os meses chuvosos abasteciam a lagoa com água pluvial, a precipitação predominava no balanço hídrico (precipitação>evaporação), aumentando a profundidade da coluna d'água e ocasionando um efeito diluidor dos sais, nutrientes e células bacterianas. Mesmo assim, a salinidade e a quantidade de nutrientes apresentaram valores muito altos em todos os meses estudados, acima dos normalmente encontrados na literatura para lagunas hipersalinas de climas tropicais (MANDELLI, 1981; PEDRÓS-ALIÓ & GUERRERO, 1991; KJERFVE *et al.*, 1996) e temperados (SMITH, 1988). As características extremas da lagoa das Garças, em relação às demais lagoas estudadas e aos dados da literatura, classificam-na como hipersalina (baseada na concentração de sal) (REMANE & SCHLIEPER, 1971) e eutrófica/mesotrófica (baseada na concentração de fósforo total e clorofila-*a*) (SALAS & MARTINO, 1991).

A salinidade influencia outras comunidades biológicas que participam da dinâmica de balanço hídrico (SANTANGELO, 2005) e afetam indiretamente a alça microbiana. Devido ao sal, a comunidade de macrófitas aquáticas foi praticamente ausente na lagoa das Garças durante o período estudado. Com isso, a produção fitoplanctônica torna-se uma importante fonte de COD autóctone para o crescimento

bacteriano. Outra importante fonte de COD autóctone para as bactérias vem do sedimento da lagoa (FARJALLA *et al.*, 2004). A salinidade (junto da temperatura da água) promove diferentes padrões de sedimentação e acúmulo de depósitos orgânicos (BIRD, 1994) sendo observado no fundo da lagoa das Garças um intenso depósito de matéria orgânica. Esse estoque de nutrientes em corpos d'água rasos é facilmente ressuspenso pela ação mecânica dos ventos (THOMAZ, 1991 & THOMAZ *et al.*, 1997; COTNER, 2000; RODRIGUES *et al.*, 2002). Ainda, foi observada, durante alguns meses, a presença do *microbial mat* no sedimento da lagoa das Garças, constituído por produtores fitobentônicos e bactérias heterotróficas (FENCHEL *et al.*, 1998), sendo uma possível fonte de COD autóctone para o crescimento bacteriano. FARJALLA *et al.* (2005) observaram um grande incremento de oxigênio dissolvido para a coluna d'água, durante o dia, na lagoa das Garças e associaram-no à presença do *microbial mat*. Já as fontes de COD alóctone na lagoa das Garças pareceram ser menos significativas que nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus. A lagoa das Garças não apresenta uma bacia de drenagem com rios conectados e a vegetação terrestre de entorno é menos densa que nas demais lagoas, não havendo grande aporte de COD pigmentado lixiviado da restinga, tipicamente observado nas lagoas costeiras húmicas (FARJALLA *et al.*, 2004).

A lagoa Imboassica possui gênese igual a das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus (PANOSSO *et al.*, 1998), mas sua morfometria e suas características físicas, químicas e biológicas foram totalmente modificadas pela ação antrópica. Esta lagoa apresentou altas concentrações de clorofila-*a* e nutrientes, comparáveis a de outros ambientes eutrofizados (GOCKE *et al.*, 2004), sendo classificada como mesotrófica/eutrófica (pelo fósforo total) e hipereutrófica (pela clorofila-*a*) (SALAS & MARTINO, 1991). A prática constante do lançamento de esgoto na lagoa Imboassica tornou sua dinâmica diferente das demais lagoas e imprevisível. A ACP relacionou diversas variáveis aos eixos 2 e 3 ao longo dos quais os meses amostrais da lagoa Imboassica se distribuíram. A lagoa, provavelmente, não responde aos efeitos de cada

variável numa dinâmica temporal marcada, pois, em qualquer momento, esse efeito pode ser interrompido pela sobreposição de um novo aporte de esgoto.

Os altos valores de clorofila-a indicaram uma alta biomassa da comunidade fitoplanctônica, importante fonte de COD autóctone para esta lagoa. O carbono excretado pelo fitoplâncton é altamente lábil para a comunidade bacteriana, formado por moléculas simples, como açúcares (COLE, 1982; FARJALLA, 2002b), contribuindo para os altos valores de densidade e biomassa bacterianas encontrados em todos os meses amostrados. Ainda, essa alta produtividade primária e secundária sustentaria uma cadeia trófica complexa de predadores que também atuariam fortemente nas comunidades dos produtores com mecanismo *top-down* (COTNER & BIDANDDA, 2002). A comunidade de macrófitas aquáticas na região litorânea da lagoa Imboassica também teve grande contribuição no aporte de COD autóctone, como já visto por THOMAZ & ESTEVES (1997), FURTADO (1994) e FARJALLA *et al.* (2001b). A dinâmica do bacterioplâncton na lagoa parece estar relacionada aos produtores autóctones (fitoplâncton e macrófitas aquáticas), que têm sua produtividade estimulada pelo aporte de nutrientes do esgoto.

As variáveis pH e alcalinidade também se relacionaram à distribuição dos meses amostrais na lagoa Imboassica, pela ACP. A dinâmica do pH e da alcalinidade são importantes para a comunidade bacteriana, pois estas variáveis influenciam a produção e atividade das enzimas fosfatase (CRIQUET *et al.*, 2004). Em pH muito elevado (pH=10), alcançados em ambientes eutrofizados, ocorre a desnaturação das enzimas bacterianas (BELL & TRANVIK, 1993). Na lagoa Imboassica, com elevada biomassa fitoplanctônica, a captura de carbono durante a fotossíntese diminui a concentração do CO₂ da água, diminuindo diretamente a quantidade de carbono inorgânico. O conseqüente aumento do pH resulta na precipitação de CaCO₃ e aumento da alcalinidade (TEICHERT-CODDINGTON, 1986 *apud* TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, 1992). No entanto, a importante contribuição das macrófitas aquáticas com COD autóctone para a lagoa promove uma inversão dessa dinâmica.

Transformações microbianas desse COD adicional acarretam um adequado suprimento de CO₂ na água com diminuição do pH (<10, de alcalino a neutro) e diminuição da alcalinidade (DIANA *et al.*, 1997). A alcalinidade também é importante na dinâmica limnológica da lagoa Imboassica, por indicar a capacidade de tamponamento da água com relação à entrada de efluentes e à padrões de dispersão de poluentes.

As lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus apresentam gênese associada a deposições arenosas marinhas que represaram o curso de seus rios que buscavam saída para o mar (ESTEVES, 1998a). Esta gênese favoreceu um formato dendrítico típico de lagoas com alto índice de desenvolvimento de perímetro (Dp – medida do grau de irregularidade das margens em relação à área) (PANOSSO *et al.*, 1998), indicando a importância de sua região litorânea aquática e marginal terrestre. Nessas lagoas, as concentrações de clorofila-*a* foram baixas, como já observado por ROLAND (1998) para a lagoa Cabiúnas, sugerindo que a comunidade de macrófitas aquáticas e a vegetação terrestre de entorno são importantes fontes de COD para a coluna d'água. Estudos desenvolvidos em lagoas tropicais observaram um aporte considerável de COD autóctone e outros nutrientes durante períodos chuvosos, devido ao carreamento de material pela bacia de drenagem e ao aumento das áreas alagadas conectadas às lagoas, com efeitos consideráveis para a comunidade bacteriana (CASTILLO, 2000; CARVALHO *et al.*, 2003; AMADO *et al.*, 2006; FARJALLA *et al.*, 2006). No presente estudo, os pesos atribuídos às variáveis analisadas pelo critério de Broken Stick (vetores V^2) após a ACP indicaram que a coloração da água e a pluviosidade foram as variáveis que mais contribuíram para a distribuição dos meses amostrais nos diagramas. Essa relação positiva de aumento da coloração da água está possivelmente relacionada à entrada de COD pigmentado originado da restinga que foi carreado pelas chuvas, como sugerem os estudos anteriormente citados. O COD lixiviado de macrófitas aquáticas também é outra importante fonte reconhecida de COD em lagos de pequeno porte (REITNER *et al.*,

1997), como é caso das lagoas costeiras estudadas, no entanto esta é uma variável não associada ao fator pluviosidade. CASTILLO (2000) propõe que, para lagos e rios tropicais, o regime de chuvas e o pulso de inundação da bacia parecem ser os principais fatores regulando a entrada de COD dos ecossistemas terrestres para os aquáticos. Sugere-se para as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus uma dinâmica semelhante à apresentada por CASTILLO (2000).

Na lagoa Comprida, onde não há deságüe de rios e há pouca influência marinha, o abastecimento de água diretamente pelas chuvas e por intermédio do lençol freático são as únicas fontes de recarga d'água da lagoa (ESTEVES *et al.*, 1998a; FARJALLA *et al.*, 2002). FARJALLA *et al.* (2004) observaram um aumento na concentração de COD na lagoa Comprida relacionado à precipitação média mensal e sugeriram que pela ação das chuvas, folhas e restos vegetais em decomposição na restinga foram lavados percolando o solo arenoso até atingir o lençol freático e, posteriormente, entrar na lagoa na forma de COD. SUHETT *et al.* (2007) observaram, na mesma lagoa, uma correlação positiva com o COD e a pluviosidade cumulativa de dois meses citando a dinâmica sugerida por FARJALLA *et al.* (2004), mas sugerindo que esta passagem da água do lençol para a lagoa não ocorre imediatamente, sendo refletida nos meses posteriores aos chuvosos. No presente estudo, não foi observada correlação significativa entre pluviosidade e COD nem entre pluviosidade e coloração da água, mas os diagramas da ACP evidenciam relação positiva entre os meses chuvosos e a coloração escura. Além disso, a correlação positiva significativa entre a profundidade e a coloração da água ($r=0,70$, $p=0,018$) sugere que, com o aumento das chuvas, há um aumento da profundidade e maior entrada de COD alóctone, dando suporte ao resultado da ACP. Para identificar o real tempo de resposta da entrada do COD às chuvas seriam necessários estudos hidrológicos do tempo de residência da água no lençol freático, da capacidade de carga do lençol e de extravasamento para a lagoa (GRANÉLI *et al.*, 1998).

Não foi observado, regularmente, nas regiões limnética e litorânea da lagoa Comprida, bancos de macrófitas aquáticas que pudessem contribuir com aporte significativo de COD autóctone. É provável que a baixa ocorrência desta comunidade foi devido aos baixos valores de pH encontrados na lagoa Comprida, que a caracterizam exclusivamente como de águas ácidas. As macrófitas aquáticas estão dentre as comunidades que mais se alteram com mudanças do pH, principalmente em pH baixo (LENHART & STEINBERG, 1984 *apud* ESTEVES, 1998a). Outras variáveis analisadas que tornaram a lagoa Comprida um ambiente extremo-oposto das lagoas das Garças e Imboassica foram as concentrações de sal, nutrientes, clorofila-*a*, COD e a coloração da água, classificando-a como doce (para salinidade) (REMANE & SCHLIEPER, 1971) e oligotrófica (para fósforo total e clorofila-*a*) (SALAS & MARTINO, 1991) e podendo ser chamada de lagoa húmica (para concentração de COD e coloração da água).

Na lagoa Cabiúnas foi identificada uma dinâmica limnológica semelhante à sugerida para a lagoa Comprida, relacionada à pluviosidade e à coloração da água. No entanto, sua bacia de drenagem é conectada a rios que trazem material para dentro da lagoa, somado ao material lixiviado da restinga que entra na lagoa via lençol freático (FARJALLA *et al.*, 2004). Além dessa contribuição de COD alóctone da bacia de drenagem, há provavelmente a contribuição de COD autóctone proveniente de extensos bancos de macrófitas aquáticas observados na região litorânea da lagoa. Um estudo realizado por FARJALLA *et al.* (1999) sugeriu que a comunidade de macrófitas aquáticas é a principal de fonte de COD autóctone para a lagoa Cabiúnas devido à sua alta produtividade associada às altas taxas de lixiviação e ao processo final da decomposição. Os compostos lixiviados das macrófitas aquáticas também apresentam pigmentação escura (WETZEL, 2001), no entanto a coloração da água encontrada na lagoa Cabiúnas não foi tão escura quanto na Comprida. Segundo WETZEL (1990), lagos de pequeno porte com alta razão perímetro/volume são

fortemente influenciados pela entrada de material alóctone pelas margens e rios. A menor área da lagoa Comprida ($0,13 \text{ km}^2$) pode explicar essa diferença de coloração da água em relação à Cabiúnas ($0,34 \text{ km}^2$).

Na lagoa Carapebus, a distribuição longitudinal dos meses amostrais ao longo do eixo 2 da ACP (composto pela coloração da água e pela pluviosidade) foi menos evidente, mesmo assim estas foram as que mais contribuíram com a distribuição. É possível que outras variáveis com peso muito forte na ACP (como a salinidade para a lagoa das Garças) tenham interferido no conjunto total dos dados descaracterizando a distribuição dos meses amostrais da lagoa Carapebus ou, ainda, que a dinâmica desta lagoa seja mais forte para variáveis não analisadas no nosso trabalho. Um diferencial nesta lagoa, em relação à Cabiúnas e Comprida, é sua maior área superficial ($6,50 \text{ km}^2$) e maior área de bacia de drenagem (126 km^2), compreendendo cerca de 20 rios conectados de até 3ª ordem com um grande volume de água desaguando em seu corpo (PANOSSO *et al.*, 1998). Sugere-se que a dinâmica de suas variáveis limnológicas é mais influenciada por seu tamanho do que por sua gênese, fazendo com que a lagoa Carapebus se diferencie um pouco das lagoas Cabiúnas e Comprida. Esta lagoa pode ser considerada um ambiente intermediário entre as lagoas Imboassica e das Garças e as lagoas Cabiúnas e Carapebus em relação à concentração de nutrientes, salinidade e clorofila-*a*, sendo classificada em oligohalina/mesohalina (em salinidade) (REMANE & SCHLIEPER, 1971) e mesotrófica (para fósforo total e clorofila-*a*) (SALAS & MARTINO, 1991). Sugere-se também que diferentes conjuntos de variáveis predominam em momentos distintos na dinâmica da lagoa Carapebus e que o aporte de COD varia entre autóctone e alóctone ao longo do ano.

5.b. Avaliação espacial da densidade e biomassa bacterianas nas lagoas costeiras: regulação ecológica ou co-variação?

Na lagoa das Garças, as altas concentrações de nutrientes regularam diretamente os organismos produtores, sendo observado um aumento no crescimento da comunidade de bactérias planctônicas (ortofosfato x densidade bacteriana, $r=0,78$, $p<0,05$; COD x densidade bacteriana, $r=0,67$, $p<0,05$; além dos resultados das análises de ACP e regressão múltipla) e indicando um aumento da biomassa fitoplanctônica (ortofosfato x clorofila-*a*, $r=0,67$, $p<0,05$). Já as altas concentrações de sal atuaram como um filtro de espécies, favorecendo a sobrevivência de poucas espécies resistentes em todos os compartimentos da cadeia trófica (PÉDROS-ALIÓ *et al.*, 2000; LAQUE, 2006). O sal pode regular a comunidade bacteriana de forma indireta, atuando nos níveis tróficos superiores e reduzindo o efeito da predação sobre o bacterioplâncton (mecanismo *top-down*), uma vez que o aumento da salinidade resulta na redução progressiva da abundância e do número de espécies de organismos eucariotos (PÉDROS-ALIÓ *et al.*, 2000). Ou pode regular a comunidade bacteriana de forma direta, atuando diretamente nos níveis tróficos inferiores (mecanismo *bottom-up*), afetando a osmo-regulação celular e selecionando grupos de microorganismos resistentes e/ou tolerantes às altas salinidades. Neste último caso, a comunidade de procariotos em ambientes hipersalinos é formada predominantemente por organismos halofílicos do Domínio Archaea e por bactérias halotolerantes e halofílicas (RODRÍGUES-VALERA, 1988; BENLLOCH *et al.*, 1995; ANTÓN *et al.*, 1999; PÉDROS-ALIÓ *et al.*, 2000; ANTÓN *et al.* 2000).

Estes mecanismos reguladores exercidos pela salinidade atuaram direta e indiretamente sobre a comunidade bacteriana (salinidade x densidade bacteriana, $r=0,67$, $p<0,05$) favorecendo altos valores de densidade e biomassa só encontrados no presente estudo para a lagoa Imboassica, que está em processo de eutrofização

artificial. Os valores de densidade bacteriana encontrados neste trabalho são comparáveis aos encontrados em salinas cristalizadoras de NaCl, ambientes com salinidade próxima a 100 psu (BENLLOCH *et al.*, 1995; ANTÓN *et al.*, 1999; PÉDROS-ALIÓ *et al.*, 2000; ANTÓN *et al.* 2000). Com o uso de técnicas moleculares, ANTÓN *et al.* (1999) observaram em salinas na Espanha um número de bactérias em torno de 10^9 cel/L correspondendo a 18% do número total das células procariontes contadas, sugerindo a forte presença de organismos do Domínio Archaea. Com as mesmas técnicas, ANTÓN *et al.* (2000) encontraram em diferentes salinas na Espanha um valor de densidade da comunidade bacteriana de 10^{10} cel/L. Ainda, LAQUE (2006), em um estudo de variação sazonal da composição da comunidade bacteriana em uma lagoa costeira hipersalina (25 a 129 psu) na região norte-fluminense, encontrou densidade bacteriana em torno de 10^{10} cel/L, com correlação positiva significativa entre sal e densidade bacteriana ($r=0,81$). Sugere-se que os altos valores de densidade da comunidade bacteriana encontrados na lagoa das Garças (em torno de 10^{10} cel/L, chegando a 10^{11} cel/L) compõem distintos grupos de bactérias e archaeas halofílicas/halotolerantes não distinguíveis através da técnica de microscopia de fluorescência utilizada para contagem de células (HOBBIE *et al.*, 1977).

A maioria dos trabalhos em ambientes extremos de salinidade é mais relevante para estudos de diversidade (e.g. BENLLOCH *et al.*, 1995; ANTÓN *et al.*, 1999), existindo poucos dados disponíveis sobre a biomassa bacteriana dessas comunidades. Um desses dados disponível é do estudo de PEDRÓS-ALIÓ *et al.* (2000) em uma salina na Espanha, onde os autores encontraram uma predominância de células largas da classe bastão com biovolume médio de $0,26 \mu\text{m}^3$, menor do que o máximo atingido durante a amostragem na lagoa das Garças de $0,62 \mu\text{m}^3$. No entanto, PEDRÓS-ALIÓ *et al.* (2000) encontram altos valores de densidade bacteriana (em torno de 10^{10} cel/L, chegando a 10^{11} cel/L) similares aos valores obtidos

na lagoa das Garças. Estes autores usaram a mesma técnica de microscopia de fluorescência utilizada no presente trabalho (HOBIE *et al.*, 1977), e discutiram a possibilidade da inclusão das archaeas na comunidade bacteriana total estudada, baseada nas evidências moleculares de BENLLOCH *et al.* (1995) e de ANTÓN *et al.* (1999). Esses valores de densidade, em torno de 10^{11} cel/L, encontrados na lagoa das Garças são os valores mais elevados já encontrados em sistemas naturais pelágicos de águas tropicais. A maioria dos estudos com esta abordagem foi realizada em ecossistemas temperados (PEDRÓS-ALIÓ & GUERRERO, 1991).

Considerando os resultados obtidos na lagoa das Garças e comparados com estudos em sistemas semelhantes, sugere-se que a salinidade é um regulador ecológico da comunidade bacteriana nesta lagoa (tanto da densidade quanto da biomassa bacterianas), padrão que se repete nos estudos anteriormente citados. A salinidade pode regular direta ou indiretamente a comunidade bacteriana. Já a profundidade é um fator que co-varia com a pluviosidade e pode ser considerado um regulador indireto da comunidade bacteriana.

Na lagoa Imboassica, os resultados da ACP e da regressão múltipla sugerem que as concentrações de clorofila-*a* influenciaram a distribuição da densidade e biomassa bacterianas ao longo dos meses amostrais, sendo esta regulação indireta já observada em diversos trabalhos pelo sistema de co-variação entre fitoplâncton e bacterioplâncton (BRATBAK & THINGSTAD, 1985; COLE *et al.*, 1988; WHITE *et al.*, 1991; CHEN *et al.*, 2005). Como a disponibilidade de nutrientes inorgânicos foi muito alta na lagoa Imboassica, a facilitação deve ter predominado sobre a competição. O COD excretado pelo fitoplâncton é altamente lábil para as bactérias (COLE, 1982; COTNER & BIDANDDA, 2002; FARJALLA, 2002b) que o assimilam rapidamente sustentando altos valores de biomassa.

Em lagoas eutróficas, deve-se citar os mecanismos *top-down* importantes na regulação da comunidade bacteriana pelo grande número de predadores sustentados

pela cadeia de herbivoria e microbiana (COTNER & BIDANDDA, 2002). A predação sobre as bactérias tende a eliminar as células maiores estabelecendo um tamanho celular pequeno (PERNTHALER *et al.*, 1996), sendo encontrado na lagoa Imboassica uma predominância de células bacterianas da classe cocos (valor do biovolume médio de $0,15 \mu\text{m}^3$, com valor máximo de $0,22 \mu\text{m}^3$). Mesmo com o baixo biovolume por célula da classe cocos encontrado, comparado com células da classe bastão e vibrio (KIRCHMAN, 2000), a elevada abundância celular nesta lagoa sustentou uma elevada biomassa bacteriana. CORNO (2006) e CORNO & JÜRGENS (2006), em estudos experimentais, mostraram que na presença de flagelados as bactérias possuem alta plasticidade morfológica como mecanismo de defesa, podendo predominar, além de células pequenas livres, bactérias filamentosas de difícil predação.

Na lagoa Imboassica, sugere-se uma regulação indireta da densidade bacteriana pela clorofila-*a*, corroborando o padrão ecológico muitas vezes citado na literatura e, ainda, uma possível regulação direta do bacterioplâncton pelo COD fitoplanctônico. Outra possível regulação ecológica não quantificada neste estudo, mas amplamente citada na literatura (*e.g.* COTNER & BIDANDDA, 2002), é a predação por flagelados, uma vez que os mecanismos *top-down* predominam nos ecossistemas eutrofizados.

Nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, os resultados da análise de regressão múltipla sugerem que a coloração da água e a pluviosidade influenciam a comunidade bacteriana. A coloração da água dessas lagoas é um bom indicativo da concentração de COD pigmentado, mas desconsidera a qualidade e origem de seus compostos. O COD composto predominantemente por substâncias húmicas representa mais de 50% da fração de carbono orgânico dissolvido na maioria dos ecossistemas aquáticos (THURMAN, 1985; THOMAS, 1997). No entanto, em alguns ecossistemas aquáticos de pequeno porte, essa fração húmica pode ser ainda maior, como em algumas lagoas costeiras tropicais onde mais de 90% do COD pode ser

húmico (SUHETT *et al.*, 2004). O que limita o crescimento bacteriano nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus é a qualidade do COD, e não somente sua concentração no ambiente, uma vez que o COD alóctone dessas lagoas é composto principalmente por substâncias húmicas. Essas substâncias são de alto a médio peso molecular com anéis aromáticos de difícil degradação (MCKNIGHT & AIKEN, 1998). A regulação do bacterioplâncton pela coloração da água é uma influência indireta, quando, na verdade, o COD alóctone é o regulador direto das bactérias.

Além da concentração do COD (SØNDERGAARD, 1997) e de sua origem e qualidade (FARJALLA *et al.*, 2001; AMADO *et al.*, 2006), a proporção de outros elementos na molécula, como nitrogênio e fósforo, e a idade da molécula e seu grau de degradação (AMON & BENNER, 1996; SUN *et al.*, 1997; HOPKINS *et al.*, 1998; TRANVIK, 1998; TOURATIER *et al.*, 1999; HUNT *et al.*, 2000) são importantes na limitação do crescimento bacteriano por carbono. Moléculas com médio a alto peso molecular, antigas, já parcialmente degradadas pela atividade microbiana e por processos abióticos, e com alta razão C:N, como a maioria das substâncias húmicas, são energeticamente menos favoráveis para o consumo bacteriano (AMON & BENNER, 1996; SUN *et al.*, 1997; HOPKINS *et al.*, 1998; HUNT *et al.*, 2000; FARJALLA *et al.*, 2004). FARJALLA *et al.* (2002b) observaram em culturas de crescimento com adição de nitrogênio e fósforo que apenas uma pequena fração do COD das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus é rapidamente consumida pelas bactérias e que 80-95% do COD total presente nesses ecossistemas é refratário para o consumo bacteriano. Esse consumo é considerado baixo para os ecossistemas aquáticos em geral (SØNDERGAARD & MIDDELBOE, 1995). Ainda, FARJALLA *et al.* (2002b) sugeriram para estas lagoas que a baixa qualidade do COD alóctone, junto da disponibilidade dos outros nutrientes, regulam o crescimento bacteriano.

As baixas concentrações de fósforo (total, dissolvido e inorgânico) encontrados nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus também são fatores limitantes para a

comunidade bacteriana, como já observado experimentalmente por FARJALLA *et al.* (2002b) para as mesmas lagoas. PANOSSO & ESTEVES (1999) observaram maior produção de enzimas fosfatase pelas bactérias e fitoplâncton na lagoa Cabiúnas do que na lagoa Imboassica, o que se deve à menor disponibilidade de fósforo na primeira lagoa. A baixa qualidade do COD, somada à limitação por fósforo, sustentou valores de densidade e biomassa bacterianos menores do que os das lagoas das Garças e Imboassica. Sugere-se para estas lagoas uma regulação indireta da densidade e biomassa bacterianas pela coloração da água e pluviosidade, e uma possível regulação direta da comunidade bacteriana pela baixa qualidade e disponibilidade do COD. Sugere-se também uma possível regulação direta pela disponibilidade de fósforo, com base nos resultados deste estudo e de estudos realizados por FARJALLA *et al.* (1998, 2002b, 2004) nas mesmas lagoas. Para a lagoa Carapebus sugere-se que existem outras variáveis limnológicas, influenciadas pelo tamanho de seu corpo d'água, que são importantes fatores reguladores formando um conjunto com a coloração da água e a pluviosidade. Possivelmente fatores que co-variaram com densidade e biomassa bacteriana observados pela matriz de correlação de Pearson ($p < 0,05$), como as concentrações de fósforo total e dissolvido, são reguladores da comunidade.

Resultados anteriores a esse estudo, existentes para as mesmas lagoas, citados ao longo do trabalho são experimentais ou em amostragem temporal muito espaçada, não podendo ser comparados quanto à temporalidade mensal das lagoas. No entanto, os resultados deste estudo corroboram a influência da pluviosidade sobre a dinâmica das variáveis limnológicas e da comunidade bacteriana em todas as lagoas preservadas dentro do PNRJ, da salinidade sobre a dinâmica da lagoa das Garças, da coloração da água na dinâmica das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, assim como da clorofila-a na lagoa Imboassica.

5.c. Avaliação temporal da densidade e biomassa bacterianas

Com base na gênese e morfometria das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus já se esperava uma dinâmica bacteriana temporal semelhante entre elas. A gênese e a forma iguais as tornam vulneráveis às mesmas pressões ambientais e variáveis limnológicas. No entanto, o tamanho diferente da lagoa Carapebus resultou em pequenas diferenças no conjunto de variáveis que a regula. Ainda, com base nas correlações positivas entre COD e chuva encontradas por FARJALLA *et al.* (2004) esperava-se uma regulação da comunidade bacteriana pelo regime de chuvas. Essa hipótese de regulação pela pluviosidade somente havia sido levantada para as lagoas com suposta dinâmica do COD com chuva (FARJALLA *et al.*, 1998, 2002b), não se estendendo para a lagoa das Garças. No entanto, a lagoa das Garças apresentou a densidade e a biomassa bacterianas marcadas significativamente pelos meses de chuva e de seca. Estudos pontuais com esse enfoque já foram realizados nas lagoas costeiras de água “preta” do nordeste do Rio de Janeiro (FARJALLA *et al.*, 1998, 2002b, 2004; FARIA & ESTEVES, 2000), não tendo nenhum estudo com o mesmo enfoque nas lagoas hipersalinas da região. Poucos estudos com bacterioplâncton já foram realizados nas lagoas hipersalinas (FARJALLA *et al.*, 2005; LAQUE, 2006) e, no geral, os estudos em ambientes hipersalinos enfocam os níveis de tolerância das comunidades e enumeram as espécies resistentes (RODRÍGUEZ-VALERA *et al.*, 1981; JAVOR, 1989; ESTEVE *et al.*, 1992; LITCHFIELD *et al.*, 1999; OREN, 2002).

Os dados obtidos não mostraram com clareza a sazonalidade da comunidade bacteriana em função do regime de chuvas nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus. Ao contrário do esperado, a comunidade bacteriana da lagoa das Garças foi a única que se mostrou diretamente regulada pelo regime das chuvas durante o estudo. Todos os demais efeitos de sazonalidade foram encontrados sobre as

variáveis abióticas e clorofila-a, e, portanto, regulam indiretamente a comunidade bacteriana.

6) Conclusões

Foi possível concluir que a caracterização limnológica das lagoas está relacionada à diferenças na gênese, forma e tamanho das lagoas estudadas. Dentre as lagoas com mesma gênese e morfometria foi possível agrupar as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus com grande influência da vegetação terrestre em seu entorno (restinga), sendo chamadas de lagoas húmicas. A lagoa Imboassica com igual gênese não apresentou características semelhantes, uma vez que toda sua morfometria foi modificada pela ação antrópica e pelo conseqüente processo de eutrofização artificial das águas. A lagoa das Garças com gênese e forma exclusivas diferenciou-se das demais lagoas, tendo alta influência marinha, baixa influência da vegetação de entorno que acarretaram em uma dinâmica de sal e nutrientes relacionada à variações na profundidade da coluna d'água.

O regime de chuvas influenciou diretamente a comunidade bacteriana da lagoa das Garças com efeitos de diluição e concentração de células (balanço hídrico de precipitação e evaporação). Nesta mesma lagoa, o regime de chuvas também influenciou indiretamente as bactérias através de efeitos nas concentrações de sal e nutrientes. Já nas lagoas húmicas, a pluviosidade somente influenciou indiretamente a comunidade bacteriana com efeitos sobre o aporte de COD alóctone para a lagoa, não sendo observado um aumento direto da densidade e biomassa bacterianas nos meses chuvosos. As chuvas contribuem com entrada de COD durante todo o ano, sendo um importante fator de regulação da comunidade bacteriana, mas neste estudo não foi observada sazonalidade marcada para as lagoas húmicas. A lagoa Imboassica

não teve influência do regime de chuvas, o que pode estar mascarado pela imprevisibilidade do lançamento de efluentes nesta lagoa.

Quando analisadas as cinco lagoas conjuntamente, observou-se que as diferenças locais entre as lagoas (fator espaço) foi o fator que mais contribuiu para a variação da comunidade bacteriana. No entanto, quando analisadas somente as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, as diferenças entre os meses de cada lagoa (fator tempo) contribui mais para a variação dos dados. Este fator também contribui bastante na variação do bacterioplâncton da lagoa das Garças, no entanto seus efeitos são opostos ao conjunto das outras três lagoas, não sendo observado o agrupamento das quatro.

Foi concluído que a pluviosidade é um regulador ecológico da comunidade bacteriana da lagoa das Garças, podendo atuar diretamente ou indiretamente sobre as células. Também foi possível concluir que a salinidade também é um regulador ecológico que atua diretamente na osmo-regulação do bacterioplâncton. Já a profundidade é uma variável limnológica que co-varia com a pluviosidade atuando indiretamente sobre a comunidade e podendo ser usada indicar a sazonalidade da lagoa das Garças. Nas lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, a coloração da água é um regulador indireto da comunidade bacteriana, uma vez que as bactérias são reguladas diretamente pelo COD alóctone carregado pelas chuvas que resulta na coloração escura da água. Embora esse estudo não tenha encontrado relação direta entre COD e bactérias, sugere-se pelos efeitos indiretos e pelo observado na literatura que a baixa disponibilidade do COD é um possível regulador direto da comunidade bacteriana. Ainda, concluiu-se que a clorofila-*a* (indicando biomassa fitoplanctônica) é um regulador ecológico indireto da comunidade bacteriana da lagoa Imboassica, e sugere-se que a baixa qualidade e disponibilidade do COD é um possível regulador direto do crescimento bacteriano.

Por último, conclui-se que a dinâmica da comunidade de cada lagoa parece estar relacionada às particularidades limnológicas de cada sistema. Diferenças nas características limnológicas de cada lagoa parecem ser determinantes primários em relação às variações sazonais, quando tratamos do grupo das cinco lagoas. O grupo das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus possuem características limnológicas muito parecidas, sendo reguladas primariamente pela sazonalidade. Mas quando tratadas as lagoas individualmente pode-se dizer que a Lagoa das Garças também é regulada primariamente pela sazonalidade, neste caso influenciando de maneira diferente às outras três lagoas. Já a Lagoa Imboassica não é ditada pela sazonalidade, nem individualmente, pois a prática constante do lançamento de esgoto é imprevisível quanto ao exato momento de sua incidência na lagoa, mascarando a regularidade dos processos que nela ocorreriam.

7) Referências Bibliográficas

- ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. & ESTEVES, F. A., 2003, Growth and condition factor in juvenile phase of *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille) and *F. paulensis* (Pérez-farfante) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in a tropical coastal lagoon of Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 20, n. 3, pp. 409-418.
- ALMEIDA, M. A.; CUNHA, M. A. & DIAS, J. M., 2006, Bacterial productivity distribution during a rainy year in an estuarine system. *Microbial Ecology*, v. 53, pp. 208-220.
- AMADO, A. M.; FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F. A. & BOZELLI, R. L., 2003, DOC photo-oxidation in clear water Amazonian aquatic system. *Amazoniana*, v. 27, n. 3/4, pp. 513-523.

- AMADO, A. M.; FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; ROLAND, F. & ENRICH-PRAST, A., 2006, Complementary pathways of dissolved organic carbon removal pathways in clear-water Amazon ecosystems: photochemical degradation and bacterial uptake. *FEMS Microbial Ecology*, v. 56, n. 1, pp. 8-17.
- AMON, R. M. W. & BENNER, R., 1996, Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, v. 41, pp. 41-51.
- ANESIO, A. M.; ABREU, P. C. & ESTEVES, F. A., 1997, Influence of the hydrological cycle on the bacterioplankton of an impacted clear water Amazonian Lake. *Microbial Ecology*, v. 34, pp. 66-73.
- ANTÓN, J.; LLOBET-BROSSA, E.; RODRÍGUEZ-VALERA, F. & AMANN, R., 1999, Fluorescence in situ hybridization analysis of the prokaryotic community inhabiting crystallizer ponds. *Environmental Microbiology*, v. 1, pp. 517-523.
- ANTÓN, J.; ROSSELLÓ-MORA, R.; RODRÍGUEZ-VALERA, F. & AMAN, R., 2000, Extremely halophilic bacteria in crystallizer ponds from solar saltern. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 66, n. 7, pp. 3052-3057.
- ARAUJO, D. S. D.; SCARANO, F. R.; SÁ, C. F. C.; KURTZ, B. C.; ZALUAR, L. T.; MONTEZUMA, R. C. M. & OLIVEIRA, R. C., 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: ESTEVES, F. A. (ed.), **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**, pp. 39-55.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A. & THINGSTASD, F., 1983, The ecological role of water column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 10, pp. 257-263.
- BASTVIKEN, D.; EJLERTSSON, J. & TRANVIK, L., 2001, Similar bacterial growth on dissolved organic matter in anoxic and oxic lake water. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 24, n. 1, pp. 41-49.

- BELL, R. T. & TRANVIK, L., 1993, Impact of acidification and liming of the microbial ecology of the lakes. *AMBIO*, v. 22, n. 5, pp. 325-330.
- BENLLOCH, S.; MARTÍNEZ-MURCIA, A. J.; RODRÍGUEZ-VALERA, F., 1995, Sequencing of bacterial and archaeal 16S rRNA genes directly amplified from a hypersaline environment. *Systematic and Applied Microbiology*, v. 18, pp. 574-581.
- BERGLUND, J.; MUREN, U. & BAMSTEDT, U. L. F. & ANDERSSON, A., 2007, Efficiency of a phytoplankton-based and a bacteria-based food web in a pelagic marine system. *Limnology and Oceanography*, v. 52, n. 1, pp. 121-131.
- BETTAREL, Y.; BOUVY, M; DUMONT, C. & SIME-NGANDO, T., 2005, Virus-bacterium interactions in water and sediment of west African inland aquatic systems. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 8, pp. 5274-5282.
- BEZERRA-NETO, J. F. & PINTO-COELHO, 2002, A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 2, pp. 285-290.
- BIDDANDA, B. A.; OPSAHL, S. & BENNER, R., 1994, Plankton respiration and carbon flux through bacterioplankton on Louisiana shelf. *Limnology and Oceanography*, n. 39, pp. 1259-1275.
- BIDDANDA, B. A.; OGDahl, M. & COTNER, B.J., 2001, Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 3, pp. 730-739.
- BIRD, E. C. F., 1994, Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. In: KJERVE, B. (ed.), **Coastal lagoons processes**. Elsevier Oceanography Series, v. 60, pp. 9-40.
- BOENIGK, J. & ARNDT, H., 2002, Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. *Antonie van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, v. 81, n. 1-4, pp. 465-480.

- BOUVY, M.; ARFI, R.; GUIRAL, D.; PAGANO, M. & SAINT-JEAN, L., 1994, Role of bacteria as food for zooplankton in a eutrophic tropical pond (Ivory Coast). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, n. 28, pp. 167-174.
- BRATBAK, G., 1985, Bacterial biovolume and biomass estimation. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 49, n. 6, pp. 1488-1493.
- BRATBAK, G. & THINGSTAD, T. F., 1985, Phytoplankton-bacteria interactions: an apparent paradox? Analysis of a model system with both competition and commensalisms. *Marine Ecology Progress Series*, v. 25, pp. 23-30.
- CARMOUZE, J. P., 1994, **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**. Ed. Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 254 pp.
- CARPENTER, S. R. & KITCHELL, J. F. (eds.), 1993, **The trophic cascade in lakes**. Cambridge University Press, New York, 385 pp.
- CARVALHO, P.; THOMAZ, S. M. & BINI, L. M., 2003, Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Paraná River, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 510, pp. 67-74.
- CASTILLO, M.; KLING, G. W. & ALLAN, J. D., 2003, Bottom-up controls on bacterial production in tropical lowland rivers. *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 4, pp. 1474.
- CASTILLO, M., 2000, Influence of hydrological seasonality on bacterioplankton in two neotropical floodplain lakes. *Hydrobiologia*, v. 437, pp. 57-69.
- CHEN, C. C.; SHIAH, F. K.; LEE, H. J.; LI, K. Y.; MENG, P. J.; KAO, S. J.; TSENG, Y. F. & CHUNG, C. L., 2005, Phytoplankton and bacterioplankton biomass, production and turnover in a semi-enclosed embayment with spring tide induced upwelling. *Marine Ecology Progress Series*, v. 304, pp. 91-100.
- CHRZANOWSKI, T. H.; STERNER, R. W. & ELSER, J. J., 1995, Nutrient enrichment and nutrient regeneration stimulate bacterioplankton growth. *Microbial Ecology*, v. 29, pp. 221-230.

- COLE, J. J., 1982, Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 13, pp. 291-314.
- COLE, J. J. & CARACO, N. F., 1993, The pelagic microbial food web of oligotrophic lakes. In: Ford, T. E. (ed.), **Aquatic microbiology: an ecological approach**. Boston: Blackwell, pp. 101–111.
- COLE, J. J.; FINDLAY, S. & PACE, M. L., 1988, Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. Marine Ecology Progress Series, n. 43, pp. 1-10.
- CORNO, G., 2006, Effects of nutrients availability and *Ochromonas* sp. predation on size and composition of a simplified aquatic bacterial community. FEMS Microbial Ecology, v. 58, pp. 354-363.
- CORNO, G. & JÜRGENS, K., 2006, Direct and indirect effects of protist predation on population size structure of a bacterial strain with high phenotypic plasticity. Applied and Environmental Microbiology, v. 72, n. 1, pp. 78-86.
- COTNER, J. B., 2000, Intense winter heterotrophic production stimulated by benthic resuspension. Limnology and Oceanography, v. 45, pp. 1672-1676.
- COTNER, B. J. & BIDDANDA, B. A., 2002, Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. Ecosystems, n. 5, pp. 105-121.
- COTNER, B. J.; AMMERMAN, J. A.; PEELE, A. R. & BENTZEN, E., 1997, Phosphorus limited bacterioplankton growth in the Sargasso sea. Aquatic Microbial Ecology, v. 13, pp. 141-149.
- CRICQUET, S.; FERRE, E.; FARNET, A. M. & LE PETIT, J., 2004, Annual dynamics of phosphatase activities in an evergreen oak litter: influence of biotic and abiotic factors. Soil Biology & Biochemistry, n. 36, pp. 1111-1118.
- CURRIE, D., 1990, Large-scale variability and interaction among phytoplankton, bacterioplankton, and phosphorus. Limnology and Oceanography, v. 35, pp. 1437-1455.

- DAS, P. C.; AYYAPPAN, S. & JENA, J., 2005, Comparative changes in water quality and role of pond soil after application of different levels of organic and inorganic inputs. *Aquaculture Research*, v. 36, pp. 785-798.
- DEL GIORGIO, P.; COLE, J. J. & CIMBLERIS, A., 1997, Respiration rates in bacteria exceeds phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature*, n. 385, pp. 148-151.
- DIANA, J. S.; SZYPER, J. P.; BATTERSON, T.R.; BOYD, C. E. & PIEDRAHITA, R. H., 1997, Water quality in ponds. In: EGNA, H. S. & BOYD, C. E. (eds.), **Dynamics of pond aquaculture**. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, pp. 56-72.
- ELSER, J. J.; STABLER, L. B. & HASSET, R. P., 1995, Nutrient limitation of bacterial growth and rates of bacterivory in lakes and oceans: a comparative study. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 9, pp. 105-110.
- ENRICH-PRAST, A.; BOZELLI, R. L; ESTEVES, F. A. & MEIRELLES, F. P, 2004, Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In: ROCHA, A. F. D.; ESTEVES, F. A. & SCARANO, F. R. (eds.), **Pesquisas ecológicas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. São Carlos, RiMa, pp. 245-253.
- ESTEVE, I.; MARTINEZ-ALONSO, M.; MIR, J. & GUERRERO, R., 1992, Distribution, typology and structure of microbial mats communities in Spain: a preliminary study. *Limnetica*, v. 8, pp. 185-195.
- ESTEVES, F. A., 1998a, **Fundamentos de limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro, ed. 2, 602 pp.
- ESTEVES, F. A., 1998b, **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)**. NUPEM/UFRJ, 442 pp.
- FARIA, B. M. & ESTEVES, F. A., 2000, Carbono orgânico nas lagoas costeiras do norte fluminense: origem, degradação e transferência para a cadeia trófica. In: ESTEVES, F. A. & LACERDA, L. D. (eds.), **Ecologia das lagoas costeiras do**

Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ).

NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil, pp. 261-275.

FARJALLA, V. F., 1998, Nutrientes limitantes ao crescimento do bacterioplâncton nas lagoas costeiras Carapebus, Comprida, Cabiúnas e Iodada. In: ESTEVES, F. A. (ed.), **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ)**, UFRJ, pp. 147-157.

FARJALLA, V. F.; AMADO, A. M.; LAQUE, T.; FARIA, B. M. & ESTEVES, F. A., 2004, O estado da arte e perspectivas do estudo das bactérias planctônicas nas lagoas da restinga de Jurubatiba. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A. & SCARANO, F. R. (eds.), **Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. RiMa, Rio de Janeiro, 374 pp.

FARJALLA, V. F.; ANESIO, A. M.; BERTISSON, S. & GRANÉLI, G., 2001b, Photochemical reactivity of aquatic macrophyte leachates: abiotic transformations and bacterial response. *Aquatic Microbial Ecology*, n. 24, pp. 187-195.

FARJALLA, V. F.; AZEVEDO, D. A.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; ROLAND, F. & ENRICH-PRAST, A., 2006, Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake. *Microbial Ecology*, v. 52, pp. 334-344.

FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L. & ROLLAND, F., 2002a, Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems. *Hydrobiologia*, v. 489, pp. 197-205.

FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M. & ESTEVES, F. A., 2002b, The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 156, n. 1, pp. 97-199.

FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A. & BOZELLI, R. L., 2001a, Bacterial density and biomass, and relations with abiotic factors, in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro State. In: FARIA, B. M.; FARJALLA, V. F. & ESTEVES, F. A.

- (eds.), **Aquatic Microbial Ecology in Brazil**. Series Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brazil, v. 9, 65-76 pp.
- FARJALLA, V. F.; LAQUE, T.; SUHETT, A. L.; AMADO, A. M. & ESTEVES, F. A., 2005, Diel variation of bacterial abundance and productivity in tropical coastal lagoons: the importance of bottom-up factors in a short-time scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n. 4, pp. 373-383.
- FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C. & ESTEVES, F. A., 1999, Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoons. *Acta Limnologica Brasileira*, v. 11, n. 2, pp. 185-193.
- FELIP, M.; PACE, M. L. & COLE, J. J., 1996, Regulation of planktonic bacterial growth rates: The effects of temperature and resources. *Microbial Ecology*, v. 31, n. 1, pp. 15-28.
- FENCHEL, T.; KING, G. M. & BLACKBURN, T. H., 1998, **Bacterial biogeochemistry: the ecophysiology of mineral cycling**. Academic Press, San Diego, 307 pp.
- FRANCISCO, D.; MAH, R. & RABIN, A., 1973, Acridine-orange epifluorescence technique for counting bacteria in natural waters. *Transactions of the American Microscopical Society*, n. 92, pp. 416-21.
- FRY, J. C., 1990, Direct methods and biomass estimation. *Methods in Microbiology*, v. 22, pp. 41-85.
- FUHRMAN, J. & AZAM, F., 1982, Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton in marine surface water: evaluation and field studies. *Marine Biology*, n. 66, pp. 109-120.
- FURTADO, A. L. S., 1994, **Contribuição das macrófitas aquáticas *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) e *Eleocharis cf. fistulosa* (Poir.) Link (Cyperaceae) para o estoque de nutrientes e energia da lagoa Imboassica (Macaé, RJ)**. Dissertação de mestrado, PPGE, UFRJ, 104 pp.

- GASOL, J. M.; PEDRÓS-ALIÓ, C. & VAQUÉ, D., 2002, Regulation of bacterial assemblages in oligotrophic plankton systems: results from experimental and empirical approaches. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 81, pp. 435-452.
- GAUCH, H. G., Jr., 1982, *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, New York, ed. 1, 298 pp.
- GOCKE, K.; HERNÁNDEZ, C.; GIESENHAGEN, H. & HOPPE, H-G., 2004, Seasonal variations of bacterial abundance and biomass and their relation to phytoplankton in the hypertrophic tropical lagoon Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Journal of Plankton Research*, v. 26, n. 12, pp. 1429-1439.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M., 1978, **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Ed. Blackwell Scientific Publication, London, 214 pp.
- GRAN, G., 1952, Determination of the equivalence point in potentiometric titrations. *Analytical Chemistry*, v. 24, n. 9, pp. 1519-1519.
- GRANÉLI, W.; LINDEL, M.; FARIA, B. M. & ESTEVES, F. A., 1998, Photoproduction of dissolved organic carbon in temperate and tropical lakes – dependence on wavelength band and dissolved organic carbon concentration. *Biogeochemistry*, v. 43, pp. 175-195.
- HÅKANSON, L., 1982, Bottom dynamics in lakes. *Hydrobiologia*, v. 91, pp. 9-22.
- HART, R. C., 1995, South African coastal lagoons. In.: COWAN, G. I. (ed.), **Wetlands of South Africa**. Pretoria, pp. 103-130.
- HENRIQUES, R. P. B.; ARAÚJO, D. S. D. & HAY, J. D., 1986, Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 9, n. 2, pp. 173-189.
- HOBBIE, J. E.; DALEY, R. J. & JASPER, S., 1977, Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied Environmental Microbiology*, n. 33, pp. 1225-1228.

- HOPKINS, C. S. & 14 colaboradores, 1998, Terrestrial inputs of organic matter to coastal ecosystems: an inter comparison of chemical characteristics and bioavailability. *Biogeochemistry*, v. 43, pp. 211-234.
- HULOT, F. D.; LACROIX, G.; LESCHER-MOUTOUÉ, F. & LOREAU, M., 2000, Functional diversity governs response to nutrient enrichment. *Nature*, v. 405, pp. 340-344.
- HUNT, A. P.; PARRY, J. D. & HAMILTON-TAYLOR, J., 2000, Further evidence of elemental composition as an indicator of the bioavailability of humic substances to bacteria. *Limnology and Oceanography*, v. 45, pp. 237-241.
- HUTCHINSON, G. G., 1957, **A treatise on limnology - I: Geography, physics and chemistry**. Jonh Wiley, New York, v. 1, 1015 pp.
- JACKSON, D. A., 1993, Stopping rules in principal components analysis: a comparision of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, v. 74, n. 8, pp. 2204-2214.
- JANSSON, M.; BERGSTRÖM, A. K.; LYMER, D.; VREDE, K. & KARLSSON, J., 2006, Bacterioplankton growth and nutrient use efficiencies under variable organic carbon and inorganic phosphorus ratios. *Microbial Ecology*, v. 52, pp. 358-364.
- JAVOR, B. J., 1989, **Hypersaline ecosystems, microbiology and biogeochemistry**. Springer Verlag, Berlin, 328 pp.
- JEPPESEN, E.; ERLANDSEN, M. & SØNDERGAARD, M., 1997, Can simple empirical equations describe the seasonal dynamics of bacterioplankton in lakes: an eight-year study in shallow hypertrophic and biologically highly dynamic lake Søbygård, Denmark. *Microbial Ecology*, v. 34, n. 1, pp. 11-26.
- JORGENSEN, N.; KROER, N.; COFFIN, R. & HOCK, M., 1999, Relations between bacterial nitrogen metabolism and growth efficiency in an estuarine and in an open-water ecosystem. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 18, pp. 247-261.

- JUGNIA, L. B.; TADONLÉKÉ, R. D.; SIME-NGANDO, T.; FOTO, S. M. & KEMKA, N., 1998, Short-term variations in abundance and cell volume of bacterioplankton in an artificial tropical lake. *Hydrobiologia*, v. 385, pp. 113-119.
- KIRCHMAN, D. L., 2000, **Microbial ecology of the oceans**. Wiley-Liss Press, New York, 542 pp.
- KIRCHMAN, D. J. & RICH, J. H., 1997, Regulation of bacterial growth rates by dissolved organic carbon and temperature in the Equatorial Pacific Ocean. *Microbial Ecology*, v. 33, pp. 11-20.
- KJERVE, B., 1994, Coastal lagoons processes. In: KJERVE, B. (ed.), **Coastal lagoons processes**. Elsevier Oceanography Series, n. 60, pp. 1-8.
- KJERFVE, B.; SCHETTINI, C. A. F.; KNOPPERS, B.; LESSA, G & FERREIRA, H. O., 1996, Hydrology and salt balance in a large, hypersaline coastal lagoon: lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 42, pp. 701-725.
- KOROLEFF, F., 1978, Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K., EHRHARDT M. & KREMLING, K. (ed.), **Methods of Seawater Analysis**. Verlag Chemie, Weinheim, New York, pp. 117-126.
- KRISTIANSEN, K.; NIELSEN, H.; RIEMANN, B. & FUHRMAN, J. A., 1992, Growth efficiencies of freshwater bacterioplankton. *Microbial Ecology*, v. 24, n. 2, pp. 145-160.
- KUSNEZOW, S. I., 1959, **Die rolle der mikroorganismen im Stoffkreislauf der seen**, Veb Deutscher Verlag Der Wissenschaften, 301 pp.
- LAQUE, T., 2006, **Variação sazonal e espacial da composição da comunidade de bactérias planctônicas em lagoas costeiras**. Dissertação de M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 88 pp.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 1998, *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, ed. 2, 853 pp.
- LEGENDRE, L. & RASSOULZADEGAN, F., 1995, Plankton and nutrient dynamics in marine waters. *Ophelia*, n. 41, pp. 153-172.

- LENHART, B. & STEINBERG, C., 1984, Limnologische und chemische Auswirkungen der Versäuerung von Kalkarmen Oberflächengewässern. Informationsberichte Bayer, Landsant f. Wasserwirtschaft, v. 4, pp. 1-203.
- LINDELL, M. J.; GANÉLI, W. & BERTILSSON, S., 2000, Seasonal photoreactivity of dissolved organic matter from lakes with contrasting humic content. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 57, pp. 875-885.
- LINDEMAN, R. L., 1942, The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, v. 23, pp. 399-418.
- LINDSTRÖM, E. S.; AGTERVELD, M. P. K-V. & ZWART, G., 2005, Distribution of typical freshwater bacterial groups is associated with pH, temperature and lake water retention. Applied and Environmental Microbiology, v. 71, n. 12, pp.
- LITCHFIELD, C. D.; IRBY, A. & VREELAND, R. H., 1999, The microbial ecology of solar salt plants. In: OREN, A. (ed.), **Microbiology and biogeochemistry of hypersaline environments**, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 39-52.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F., 1978, **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association, Cumbriss, 120 pp.
- MANDELLI, E. F., 1981, On the hydrography and chemistry of some coastal lagoons of the Pacific coast of Mexico. UNESCO Technical Papers in Marine Science, v. 33, pp. 313–318.
- MARIOTTINI, G. L. & PANE, L., 2003, Ecology of planktonic heterotrophic flagellates – A review. Rivista di Biologia – Biology Forum, v. 96, n. 1, pp. 55-71.
- MCMANUS, G. B.; GRIFFIN, P. M. & PENNOCK, J. R., 2004, Bacterioplankton abundance and growth in a river-dominated estuary: relationship with temperature and resources. Aquatic Microbial Ecology, v. 37, n. 1, pp. 23-32.
- MCKNIGHT, D. M. & AIKEN, G. R., 1998, Sources and age of aquatic humus. In: HESSEN, D. O & TRANVIK, L. J. (eds.), **Aquatic humic substances**. Springer-Verlag, Berlin and Heidelberg, pp. 9-39.

- NUSCH, E. A. & PALME, G., 1975, Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. GWF - Wasser/Abwasser, v. 116, pp. 562-565.
- OOMS-WILS, A. L., 1997, Are bacteria an important food source for rotifers in eutrophic lakes? Journal of Plankton Research, v. 19, n. 8, pp. 1125-1141.
- OREN, A., 2002, Molecular ecology of extremely halophilic Archaea and bacteria. FEMS Microbial Ecology, v. 39, n. 1, pp. 1-7.
- PACE, M. L. & COLE, J. J., 1994, Comparative and experimental approaches to top-down and bottom-up regulation of bacteria. Microbial Ecology, v. 19, n. 18, pp. 1125-1141.
- PACE, M. L. & COLE, J. J., 1996, Regulation of bacteria by resources and predation tested in whole-lake experiments. Limnology and Oceanography, v. 41, n. 7, pp. 1448-1460.
- PALIJAN, G. & FUKS, D., 2006, Alternation of factors affecting bacterioplankton abundance in the Danube River floodplain (Kopački Rit, Croatia). Hydrobiologia, v. 560, pp. 405-415.
- PANOSSO, R. & ESTEVES, F. A., 1999, Phosphatase activity and plankton dynamics in two tropical coastal lagoons. Archiv fur Hydrobiologie, v. 146, pp. 341-354.
- PANOSSO, R. & KUBRUSLY, L., 2000, Avaliação especial e temporal das variáveis limnológicas básicas e nutrientes. In: BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A. & ROLAND, R. (eds), **Lago batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. IB-UFRJ/SBL, Rio de Janeiro, 342 pp.
- PANOSSO, R. F.; ATTAYDE, J. L. & MUEHE, D., 1998, Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo. In: ESTEVES, F. A. (ed.), **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**, UFRJ, pp. 91-105.

- PEDRÓS-ALIÓ, C. & GUERRERO, R., 1991, Abundance and activity of bacterioplankton in warm lakes. *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, v. 24, n. 2, pp. 1212-1219.
- PEDRÓS-ALIÓ, C.; CALDERÓN-PAZ, J. I.; MACLEAN, M. H.; MEDINA, G.; MARRASÉ, C.; GASOL, J. M. & GUIXA-BOIXEREU, N., 2000, The microbial food web along salinity gradients. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 32, pp. 143-155.
- PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A. & SOMERS, K. M., 2003, Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology*, v. 84, n. 9, pp. 2347-2363.
- PERNTHALER, J., 2005, Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. *Nature Reviews – Microbiology*, v. 3, pp. 537-546.
- PERNTHALER, J.; SATTler, B; ŠIMEK, K.; SCHWARZENBACHER, A. & PSENNER, R., 1996, Top-down effects on the size biomass distribution of a freshwater bacterioplankton community. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 10, pp. 255-263.
- POMEROY, L. R., 1974, The ocean's foodweb, a changing paradigm. *Bioscience*, n. 24, pp. 499-504.
- POMEROY, L. R.; SHELDON, J. E.; SHELDON Jr., W. M. & PETERS, F., 1995, Limits to growth and respiration of bacterioplankton in the Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, v. 117, pp. 259-268.
- PORTER, K. G. & FEIG, Y. S., 1980, The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, n. 25, pp. 943-948.
- REITNER, B.; HERNDL, G. J. & HERZIG, A., 1997, Role of ultraviolet-B radiation on photochemical and microbial oxygen consumption in a humic-rich shallow lake. *Limnology and Oceanography*, v. 42, pp. 950-960.
- REMANE, A. & SCHLIEPER, C., 1971, **Biology of Brackish Water**. Wiley Interscience Division, Stuttgart, 372 pp.

- RODRIGUES, L. C.; TRAIN, S.; ROBERTO, M. C.; PAGIORO, T. A., 2002, Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil, v. 45, n. 4, pp. 499-513.
- RODRÍGUEZ-VALERA, F., 1988, Characteristics and microbial ecology of hypersaline environments. In: RODRIGUEZ-VALERA, F. (ed.), **Halophilic bacteria**. CRC Press, Boca Raton, v. 1, pp. 3-30.
- RODRÍGUEZ-VALERA, F.; RUIZ-BERRAQUERO, F. & RAMOS-CORMENZANA, A., 1981, Characteristics of heterotrophic bacterial populations in hypersaline environments of different salt concentrations. *Microbial Ecology*, v. 7, pp. 235-243.
- ROFF, J. C.; TURNER, J. T. & WEBBER, M. K. & HOPCROFT, R. R., 1995, Bacterivory by tropical copepod nauplii: extent and possible significance. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 9, n. 2, pp. 165-175.
- ROLAND, F., 1998, Produção fitoplanctônica em diferentes classes de tamanho nas lagoas Imboassica e Cabiúnas. In: ESTEVES, F. A. (ed.), **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. UFRJ, pp. 159-176.
- RYDER, R. A., 1982, The morphoedaphic index - use, abuse and fundamental concepts. *Trans American Fisheries Society*, v. 111, pp. 154-164.
- SALAS, H. J. & MARTINO, P., 1991, A simplified phosphorus trophic state model form warm-water tropical lakes. *Water Research*, v. 25, n. 3, pp. 341-350.
- SANDERS, K. W.; PORTER, K. G.; BENNETT, S. J. & DE BLASE, A. E., 1989, Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers and cladocerans in a freshwater plankton community. *Limnology and Oceanography*, v. 34, pp. 673-687.

- SANDERS, R. W.; CARON, D. A. & BERNINGER, U. G., 1992, Relationships between bacteria and heterotrophic nanoplankton in marine and freshwater: an inter-ecosystem comparison. *Marine Ecology Progress Series*, v. 86, pp. 1-14.
- SANTANGELO, J. M., 2005, **Influência da salinidade sobre a comunidade zooplancônica de uma lagoa costeira**. Dissertação de M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 85 pp.
- SCHINDLER, D. W., 1977, Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, v. 195, pp. 260-262.
- SCHINK, B., 2000, Structure and function relationships in natural microbial communities. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 24, n. 5, pp. 553-553.
- SCHWEITZER, B. & SIMON, M., 1995, Growth limitation of planktonic bacteria in a large mesotrophic lake. *Microbial Ecology*, v. 30, n. 1, pp. 89-104.
- SEMADS, 2001, Bacias hidrográficas e rios fluminenses. In: **Subsídios para gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas e rios fluminenses - Síntese informativa por macro-região ambiental. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável**, Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ de Cooperação Técnica Brasil – Alemanha, Rio de Janeiro, 73 pp.
- SIMON, M. & AZAM, F., 1989, Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Marine Ecology Progress Series*, n. 51, pp. 201-213.
- SIMON, M. & WÜNSCH, C., 1998, Temperature control of bacterioplankton growth in a temperate large lake. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 16, n. 2, pp. 119-130.
- SIMON, M.; CHO, B. C. & AZAM, F., 1992, Significance of bacterial biomass in lakes and the ocean – comparison to phytoplankton biomass and biogeochemical implications. *Marine Ecology Progress Series*, n. 86, pp. 103-110.
- SMITH, N. P., 1988, The laguna Madre of Texas: hydrography of a hypersaline lagoon. In: KJERFVE, B. (ed.), **Hydrodynamics of Estuaries, II. Estuarine Case Studies**. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, pp. 31-40.

- SMITH, N. P., 1994, Water, salt, and heat balances of coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (ed.), **Coastal lagoons processes**. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, n. 60, pp. 69-101.
- SMITH, S. V. & ATKINSON, M. J., 1994, mass balance of nutrient fluxes in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (ed.), **Coastal lagoons processes**. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, n. 60, pp. 133-156.
- SMITH, D. C. & AZAM, F., 1992, A simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in seawater using ^3H -leucine. *Marine Microbial Food Webs*, n. 6, pp. 107-114.
- SOBCZAK, W. V., 2005, Lindeman's trophic-dynamic aspect of ecology: "Will you still need me when I'm 64?". *Limnology and Oceanography Bulletin*, v. 14, n. 3, pp. 53-57.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J., 1995, **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. Freeman and Company, New York, ed. 3, 887 pp.
- SØNDERGAARD, M., 1997, Bacteria and dissolved organic carbon in lakes – In: SAND-JENSEN, K. & PETERSEN, O. (eds.), **Freshwater Biology: Priorities and Development in Danish Research**, pp. 138 –161.
- SØNDEGAARD, M. & MIDDELBOE, M., 1995, A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon. *Marine Ecology Progress Series*, v. 118, pp. 283-294.
- STABELL, T., 1996, Ciliate bacterivory in epilimnetic waters. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 10, pp. 265-272.
- STEPANAUSKAS, R.; MORAN, M. A.; BERGAMASCHI, B. A. & HOLLIBAUGH, J. T., 2003, Covariance of bacterioplankton composition and environmental variables in a temperate delta system. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 31, n. 1, pp. 85-98.
- SUHETT, A. L.; MACCORD, F.; AMADO, A. M.; FARJALLA, V. F. & ESTEVES, F. A., 2004, Photodegradation of dissolved organic carbon in humic coastal lagoons (RJ, Brazil). In: MARTINS-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P. & SILVA, W. T. L.

- (eds.), **Humic substances and soil and water environment**. Embrapa, pp. 61-63.
- SUHETT, A. L.; AMADO, A. M.; ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. & FARJALLA, V. F., 2007, Seasonal changes of DOC photo-oxidation rates in a tropical humic lagoon: the role of rainfall as a major regulator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 64, pp. 1266-1272.
- SUN, L.; PERDUE, E. M.; MEYER, J. L. & WEIS, J., 1997, Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. *Limnology and Oceanography*, v. 42, pp. 714-721.
- TEICHERT-CODDINGTON, D. R., 1986, **Effect of manuring regime and alkalinity on primary production and yield of tilapia using liquid swine manure**. PhD thesis, Auburn University, Department of Fisheries and Allied Aquaculture.
- TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; GREEN, B. W. & PHELPS, R. P., 1992, Influence of site and season on water quality and tilapia production in Panama and Honduras. *Aquaculture*, v. 105, pp. 297-314.
- THINGSTAD, T. F., 2000, Control of bacterial growth in idealized food webs. In: KIRCHMAN, D. L. (ed.), **Microbial ecology of the oceans**. Wiley-Liss Press, New York, pp. 229-259.
- THINGSTAD, T. F. & RASSOULZADEGAN, F., 1995, Nutrient limitations, microbial food webs, and 'biological C-pumps': suggested interactions in a P-limited Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, v. 117, pp. 299-306.
- THOMAS, J. D., 1997, The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater biology*, v. 38, pp. 1-36.
- THOMAZ, S. M., 1991, **Influência do regime hidrológico (pulsos) sobre algumas variáveis limnológicas de diferentes ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná, MS, Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.

- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A., 1997, Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 139, n. 4, pp. 495-507.
- THOMAZ, S. M.; BOZELLI, R. L. & ESTEVES, F. A., 1998, Secondary production and counts of the planktonic bacteria in different clear water bodies of the Amazon. *Ciência e Cultura*, v. 50, pp. 356–360.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. & BINI, L. M., 1997, Fatores limnológicos abióticos e clorofila-*a*: caracterização dos habitats e influência do pulso de inundação. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá, pp. 371-394.
- THURMAN, E. M., 1985, **Organic geochemistry of natural waters**. Nijhof/Junk, Boston.
- TOOLAN, T.; WEHR, J. D. & FINDLAY, S., 1991, Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake, *Applied and Environmental Microbiology*, v. 57, n. 7, pp. 2074-2078.
- TOURATIER, F.; LEGANDRE, L. & VÉZIMA, A., 1999, Model of bacterial growth influenced by substrate C:N ratio and concentration. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 19, pp. 105-118.
- TRANVIK, L. J., 1998, Degradation of dissolved organic matter in humic waters by bacteria. In: HESSEN, D. O. & TRANVIK, L. J. (eds.), **Aquatic Humic Substances: Ecology and Biogeochemistry**, Springer-Verlag, Berlin, pp. 259-283.
- VAQUE, D. & PACE, M. L., 1992, Grazing on bacteria by flagellates and cladocerans in lakes of contrasting food-web structure. *Journal of Plankton Research*, v. 14, n. 2, pp. 307-321.
- WEINBAUER, M. G., 2003, Ecology of prokaryotic viruses. *FEMS Microbial Ecology*, v. 28, pp. 127-181.

- WETZEL, R. G., 1990, Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verh International Verein Limnology, n. 24, pp. 6-24.
- WETZEL, R. G., 2001, **Limnology: lake and river interfaces: metabolic and river ecosystems**. California, Academic Press, ed. 3, 1006 pp.
- WETZEL, R. & LIKENS, G. E., 1991, **Limnological analyses**. Spring Verlag, New York, 391 pp.
- WHITE, P. A.; KALFF, J.; RASMUSSEN, J. B. & GASOL, J. M., 1991, The effect of temperature and algal biomass on bacterial production and specific growth-rate in fresh-water and marine habitats. Microbial Ecology, v. 21, n. 2, pp. 99-118.
- WILLIAMS, W. D., 1999, Salinization: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. Lakes & Reservoirs: Research and Management, v. 4, n. 3-4, pp. 85-91.
- WILLIAMS, P. J., 2000, Heterotrophic bacteria and the dynamics of dissolved organic material. In: KIRCHMAN, D. L. (ed.), **Microbial Ecology of the oceans**. Wiley-Liss Press, New York, pp. 153-2000.
- ZAGATTO, A. O.; REITS, B. F.; BERGAMIN, F. H.; PASSEDA, L. H. R.; MORTATI, J. S. & GINE, M. F., 1981, Manual de análises de plantas e água empregando Sistema de Injeção de Fluxo. CENA, Piracicaba, Brasil.
- ZWEIFEL, U. L.; NORRMAN, B. & HAGSTROM, A., 1993, Consumption of dissolved organic carbon by marine bacteria and demand for inorganic nutrients. Marine Ecology Progress Series, v. 101, n. 1-2, pp. 23-32.

8.a. Apêndice 1

Apêndice 1 (a) lagoa Imboassica: dados mensais de junho de 2002 a julho de 2003 das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-*a* (CLO-*a*), densidade bacteriana (DB) e biomassa bacteriana (BB) na lagoa Imboassica.

Imboassica	2002							2003						
	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul
PROF (m)	0,70	0,95	1,00	0,90	1,00	0,60	0,60	1,10	1,20	1,00	1,05	1,00	1,20	1,30
SECC (m)	0,25	0,35	0,40	0,30	0,50	0,50	0,40	0,60	0,40	0,40	0,50	0,50	0,50	0,45
TEMP (°C)	22,5	22,0	23,4	24,1	24,6	25,0	28,0	28,6	27,8	27,0	28,0	26,9	23,3	21,5
SAL (psu)	7,90	8,30	8,40	9,80	9,40	10,90	10,00	6,00	2,50	2,90	2,90	3,10	3,00	3,60
COND (mS/cm)	13,00	14,24	14,00	16,75	16,07	18,37	17,50	10,64	4,68	5,62	5,41	5,72	5,49	6,64
pH	7,93	7,94	8,58	8,39	8,52	8,63	8,76	8,01	7,52	7,60	8,66	8,07	8,55	8,37
ALCA (mEq/L)	1,61	2,08	1,95	3,26	2,09	1,95	1,53	1,55	1,09	1,82	1,81	1,91	1,89	2,34
OD (mg/L)	6,22	6,82	7,80	11,44	8,35	9,66	9,48	5,54	5,18	5,18	8,30	5,95	8,87	8,28
COR	0,018			0,006	0,011	0,013	0,006	0,012	0,016	0,014	0,017	0,010	0,007	0,005
P-TOT (µM)	1,36	3,40	2,93	0,93	0,95	1,19	2,03	0,67	4,88	3,41	0,87	2,19	1,87	2,16
P-DIS (µM)	0,54	1,20	1,36	0,26	0,47	1,01	1,02	0,38	2,27	0,86	0,35	0,87	0,58	1,95
P-ORT (µM)	0,16	0,08	0,21	0,02	0,01	0,27	0,05	0,20	0,03	0,38	0,87	0,19	0,16	0,48
N-TOT (µM)	53,13	55,30	90,70	108,40	59,85	56,22	39,06	98,40	86,35	82,32	94,93	119,87	83,15	71,27
N-DIS (µM)	36,13	35,39	53,09	75,22	42,02	27,10	24,03	65,25	58,23	64,25	80,48	83,15	36,72	69,17
N-AMO (µM)	14,25	13,31	11,44	0,00	0,00	0,00	4,22	11,68	15,48	1,04	3,36	5,13	0,00	7,28
NITR (µM)	0,89	1,19	2,01	0,40	0,87	2,08	1,07	1,37	1,85	0,79	0,70	0,81	0,80	1,92
COD (mgC/L)	9,07	10,12	9,14	10,34	12,58	10,67	10,95	9,20			8,14	6,67	5,77	8,44
CLO- <i>a</i> (µg/L)	31,49	42,32	60,89	34,83	51,91	47,83	57,05	18,91	15,91	45,97	51,21	34,92	49,00	33,88
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	7,86	6,60	6,10	6,18	8,54	7,13	8,78	6,00	3,83	4,24	5,57	4,09	6,50	4,65
BB (mgC/L)	13,37	3,66	6,08	8,98	8,77	4,74	5,25	4,72	3,16	3,86	3,78	4,21	4,56	3,48

Apêndice 1 (b) lagoa Cabiúnas: dados mensais de junho de 2002 a julho de 2003 das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-a (CLO-a), densidade bacteriana (DB) e biomassa bacteriana (BB) na lagoa Cabiúnas.

Cabiúnas	2002							2003						
	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul
PROF (m)	2,60	3,00	2,80	2,50	2,90	2,65	2,50	2,50	2,40	2,40	2,30	2,60	2,80	2,40
SECC (m)	2,20	1,55	2,70	2,50	2,30	1,75	2,50	1,90	1,10	1,50	1,60	1,50	2,30	2,40
TEMP (°C)	22,5	21,7	21,5	24,0	25,0	27,2	27,6	29,7	30,2	27,7	27,1	25,4	23,2	22,2
SAL (psu)	0,50	0,80	1,10	1,40	1,50	1,50	1,50	1,00	0,20	0,40	0,40	0,90	1,30	2,60
COND (mS/cm)	1,00	1,57	1,98	2,72	2,95	2,87	0,03	1,91	1,03	0,94	0,88	1,78	2,58	2,97
pH	7,54	7,35	7,43	7,35	7,28	5,92	7,56	7,21	6,81	7,28	7,15	7,62	7,22	7,52
ALCA (mEq/L)	0,63	0,66	0,33	0,96	0,59	0,11	0,72	0,73	0,59	0,84	0,75	0,47	0,80	1,71
OD (mg/L)	6,40	5,34	6,99	9,37	6,34	8,05	7,68	5,58	5,54	6,33	6,21	5,41	8,28	8,57
COR	0,030			0,011	0,014	0,011	0,016	0,018	0,046	0,044	0,024	0,014	0,015	0,010
P-TOT (µM)	0,24	0,48	0,97	0,38	0,19	0,45	0,66	0,73	1,70	0,61	0,43	0,62	0,28	0,48
P-DIS (µM)	0,14	0,34	0,64	0,21	0,17	0,41	0,37	0,17	1,16	0,43	0,26	0,36	0,15	0,28
P-ORT (µM)	0,11	0,04	0,16	0,00	0,07	0,02	0,99	0,08	0,05	0,23	0,10	0,08	0,11	0,15
N-TOT (µM)	52,06	50,88	51,99	70,79	44,36	45,18	44,07	114,46	66,26	92,32	84,61	5,15	52,91	32,40
N-DIS (µM)	27,62	28,75	27,65	33,18	26,06	41,16	50,20	88,36	48,19	28,11	63,97	28,08	28,08	22,68
N-AMO (µM)	7,12	9,75	2,13	0,00	0,00	0,00	0,16	4,20	1,06	2,56	0,60	0,34	0,00	0,00
NITR (µM)	0,66	0,00	0,42	0,31	0,27	0,59	0,60	1,16	0,75	1,09	0,79	0,74	0,66	0,23
COD (mgC/L)	1,70	11,88	10,69	9,69	9,38	10,23	10,03	11,76	14,58		8,62	9,89	6,43	11,72
CLO-a (µg/L)	1,83	2,39	3,07	2,06	2,21	5,11	7,59	1,36	4,43	2,42	9,23	5,15	2,66	2,32
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	1,26	1,02	0,81	0,88	0,58	1,33	2,27	1,85	2,62	1,99	1,07	0,94	1,07	1,01
BB (mgC/L)	1,92	0,72	0,66	1,29	0,49	0,83	1,93	1,57	1,83	1,38	1,02	1,16	0,88	0,68

Apêndice 1 (c) lagoa Comprida: dados mensais de junho de 2002 a julho de 2003 das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-a (CLO-a), densidade bacteriana (DB) e biomassa bacteriana (BB) na lagoa Comprida.

Comprida	2002							2003						
	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul
PROF (m)	1,90	1,50	1,80	1,10	1,90	1,60	2,00	1,80	2,30	1,90	1,50	1,60	2,10	1,80
SECC (m)	0,60	0,60	0,70	0,50	0,70	0,70	0,60	0,55	0,40	0,40	0,30	0,60	0,50	0,55
TEMP (°C)	24,1	22,9	21,7	22,4	26,1	26,7	27,9	30,1	28,4	27,0	27,8	27,4	22,4	22,7
SAL (psu)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,30
COND (mS/cm)	0,40	0,37	0,37	0,39	0,37	0,38	0,37	0,30	0,26	0,27	0,26	0,28	0,28	0,12
pH	5,52	5,96	6,12	6,34	5,58	3,83	5,79	5,32	4,83	4,98	5,48	6,00	5,66	5,62
ALCA (mEq/L)	0,05	0,06		0,22	0,08	0,00	0,01	0,02	0,09	0,09	0,10	0,00	0,09	0,09
OD (mg/L)	6,12			6,12	7,15	8,04	7,15	6,11	6,44	7,20	6,54	7,03	6,65	8,35
COR	0,114			0,020	0,079	0,076	0,094	0,086	0,125	0,135	0,107	0,107	0,102	0,095
P-TOT (µM)	0,23	0,46	0,73	0,48	0,22	0,38	0,39	0,46	1,41	0,70	0,27	0,72	0,40	0,53
P-DIS (µM)	0,17	0,32	0,50	0,31	0,19	0,21	0,21	0,15	0,68	0,58	0,21	0,41	0,19	0,28
P-ORT (µM)	0,06	0,07	0,25	0,00	0,00	0,00	0,10	0,04	2,25	0,47	0,07	0,04	0,12	0,18
N-TOT (µM)	61,63	64,15	64,15	64,15	63,97	52,21	70,10	78,31	70,28	78,31	70,16	1,89	58,12	30,24
N-DIS (µM)	27,62	30,97	37,61	37,61	34,04	28,11	64,26	66,27	38,15	46,18	49,53	50,82	56,31	27,00
N-AMO (µM)	4,69	2,07	0,42	0,00	0,00	0,00	0,90	0,46	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	2,02
NITR (µM)	0,54	0,87	1,34	1,05	0,46	2,37	2,18	1,32	1,19	1,37	0,99	0,99	1,17	0,60
COD (mgC/L)	18,29	24,92	10,80	20,61	19,85	20,09	22,00	22,61		21,53	25,14	42,84	17,43	18,76
CLO-a (µg/L)	1,33	1,94	2,66	2,89	2,51	2,21	1,55	1,65	1,58	1,21	5,72	1,89	2,50	1,27
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	1,44	1,13	1,27	1,35	1,13	0,96	2,19	1,90	2,27	1,50	1,66	1,31	1,11	1,15
BB (mgC/L)	1,93	1,30	1,36	1,23	0,88	0,55	1,67	1,28	1,85	1,04	1,25	1,11	1,01	0,70

Apêndice 1 (d) lagoa Carapebus: dados mensais de junho de 2002 a julho de 2003 das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-a (CLO-a), densidade bacteriana (DB) e biomassa bacteriana (BB) na lagoa Carapebus.

Carapebus	2002							2003						
	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul
PROF (m)	1,70	1,40	1,80	1,80	1,40	1,10	1,70	1,80	1,50	1,50	0,90	1,20	1,60	1,60
SECC (m)	1,70	1,40	1,50	1,10	1,40	1,10	1,70	1,80	1,50	1,50	0,90	1,20	1,60	1,60
TEMP (°C)	24,3	23,0	23,1	23,3	25,8	28,6	27,9	29,3	29,0	29,7	26,5	27,3	24,8	23,2
SAL (psu)	3,70	3,90	4,10	4,40	4,50	4,60	4,80	4,60	4,10	4,20	4,50	4,90	5,40	7,10
COND (mS/cm)	6,76	7,11	7,46	7,87	8,17	8,27	8,67	8,39	7,50	8,42	8,18	8,74	9,61	5,16
pH	7,36	7,05	7,59	7,43	7,85	8,18	7,25	7,28	7,48	8,38	7,80	8,23	8,25	8,44
ALCA (mEq/L)	0,30	0,31		0,48	0,33	0,31	0,31	0,48	0,36	0,54	0,73	0,53	0,93	0,86
OD (mg/L)	6,21			6,92	7,52	9,16	7,94	6,78	7,97	6,62	6,82	7,16	7,50	8,66
COR	0,017			0,011	0,019	0,004	0,007	0,006	0,012	0,015	0,009	0,011	0,015	0,012
P-TOT (µM)	0,29	0,66	1,02	0,37	0,30	1,06	0,88	0,76	2,26	0,62	0,84	1,08	0,57	0,64
P-DIS (µM)	0,17	0,41	0,52	0,28	0,20	0,60	0,59	0,36	2,04	0,59	0,37	0,57	0,37	0,55
P-ORT (µM)	0,02	0,04	0,22	0,05	0,01	0,21	0,17	0,01	0,02	0,18	0,07	0,20	0,15	
N-TOT (µM)	58,44	51,98	38,71	72,22	37,14	35,14	29,04	44,18	40,16	54,21	55,72	7,45	32,36	38,88
N-DIS (µM)	27,62	28,75	26,54	33,18	26,00	34,13	58,23	28,11	28,11	30,12	37,14	37,80	29,16	29,16
N-AMO (µM)	9,22	6,72	2,79	0,49	0,00	3,52	0,68	0,46	1,93	0,42	1,89	0,00	0,00	2,29
NITR (µM)	2,49	1,19	1,67	1,12	0,54	1,36	0,99	0,93	1,02	0,74	0,98	0,87	0,96	0,41
COD (mgC/L)	13,67	41,45	10,71	16,33	11,37	15,58	12,05	11,44	15,75	11,45	9,05	17,54	6,79	10,35
CLO-a (µg/L)	1,33	4,51	2,76	4,68	1,39	3,31	0,79	1,36	2,16	2,13	8,80	7,45	2,36	1,42
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	1,02	0,93	0,83	1,04	1,35	1,02	1,76	1,52	2,30	1,45	1,47	1,07	0,84	1,40
BB (mgC/L)	0,63	0,97	0,59	0,92	0,86	0,66	1,10	0,96	2,06	1,10	1,00	0,84	0,53	0,92

Apêndice 1 (e) lagoa das Garças: dados mensais de junho de 2002 a julho de 2003 das variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-a (CLO-a), densidade bacteriana (DB) e biomassa bacteriana (BB) na lagoa das Garças.

Garças	2002							2003						
	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul
PROF (m)	0,40	0,60	0,50	0,50	0,50	0,35	0,30	0,30	0,40	0,30	0,30	0,45	0,60	0,50
SECC (m)	0,40	0,90	0,50	0,50	0,50	0,35	0,30	0,30	0,60	0,35	0,30	0,45	0,60	0,50
TEMP (°C)	23,3	23,4	24,4	19,9	26,4	26,7	33,3	29,3	28,2	23,3	24,3	28,0	22,7	22,0
SAL (psu)	69,50	67,80	68,80	76,10	75,00	107,10	133,00	154,00	69,10	110,20	155,40	87,00	63,10	69,60
COND (mS/cm)	96,40	94,60	95,40	104,20	102,70	133,40	182,90	132,90	95,80	144,40	137,50	116,60	88,70	45,05
pH	8,36	8,30	8,06	8,31	8,56	8,08	7,82	8,28	8,58	8,19	7,83	8,20	8,42	8,68
ALCA (mEq/L)	3,39	3,39		5,58	3,81	4,64	3,20	3,76	0,47	4,55	4,72	4,34	3,24	3,59
OD (mg/L)	2,95	2,22	2,03	5,65	3,64			1,57	3,84	1,85	3,74	2,22	6,98	4,59
COR	0,006			0,017	0,017	0,012	0,011	0,003	0,013	0,008	0,006	0,005	0,003	0,003
P-TOT (µM)	0,54	1,11	1,65	0,45	0,92	6,22	8,97	5,73	14,01	4,53	6,09	2,25	1,41	1,73
P-DIS (µM)	0,16	0,76	1,09	0,24	0,42	6,18	8,00	4,81	0,04	0,49	5,81	1,46	0,75	0,93
P-ORT (µM)	0,00	0,03	0,11	0,00	0,02	4,86	7,45	2,20	2,25	0,12	4,82	0,36	0,34	0,12
N-TOT (µM)	38,25	39,81	42,03	38,71	66,04	154,64	164,26	101,41	104,45	177,70	204,31	2,98	151,84	91,79
N-DIS (µM)	19,12	17,69	22,12	22,12	40,88	64,26	88,36	56,22	88,35	118,47	131,04	153,35	145,36	64,80
N-AMO (µM)	9,07	3,79	2,47	0,61	0,00	30,96	14,22	7,92	5,73	0,00	110,47	98,89	1,22	0,00
NITR (µM)	0,00	1,67	1,39	3,54	0,00	11,62	12,77	12,22	5,26	9,18	8,06	8,06	6,53	2,99
COD (mgC/L)	12,17		9,37	8,35	9,85	22,52	16,33	13,88		21,12	15,03	11,64	6,37	7,08
CLO-a (µg/L)	2,24	4,79	4,26	8,19	9,92	10,00	13,53	10,73	3,31	2,72	18,11	2,98	1,16	4,63
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	4,50	2,49	3,16	5,81	4,85	5,29	6,84	6,75	9,72	13,79	13,60	8,30	4,86	7,93
BB (mgC/L)	12,28	3,70	3,92	10,45	4,05	3,90	8,84	4,65	6,35	8,18	12,51	6,83	4,01	5,50

8.b. Apêndice 2

Apêndice 2 (a) lagoa Imboassica: matriz de correlação de Pearson entre variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-*a* (CLO-*a*), densidade bacteriana (DB), biomassa bacteriana (BB) e pluviosidade (PLUV) na lagoa Imboassica. As correlações destacadas em negrito foram significativas ($p < 0,05$) pelo teste t.

Imboassica	PROF	SECC	TEMP	SAL	COND	pH	ALCA	OD	COR	P-TOT	P-DIS	P-ORT	N-TOT	N-DIS	N-AMO	NITR	COD	CLO- <i>a</i>	DB	BB	PLUV
PROF (m)	1,00																				
SECC (m)	0,44	1,00																			
TEMP (°C)	-0,20	0,49	1,00																		
SAL (psu)	-0,76	-0,39	0,00	1,00																	
COND (mS/cm)	-0,75	-0,37	0,02	1,00	1,00																
pH	-0,17	0,16	0,13	0,14	0,16	1,00															
ALCA (mEq/L)	0,26	-0,29	-0,46	0,10	0,10	0,13	1,00														
OD (mg/L)	-0,22	-0,27	-0,22	0,37	0,38	0,79	0,61	1,00													
COR	-0,26	-0,03	0,20	-0,01	-0,03	-0,32	-0,50	-0,50	1,00												
P-TOT (µM)	0,05	-0,12	-0,31	-0,34	-0,34	0,07	-0,08	0,00	-0,48	1,00											
P-DIS (µM)	0,06	0,07	-0,37	-0,14	-0,13	0,14	-0,01	0,05	-0,42	0,73	1,00										
P-ORT (µM)	0,34	0,29	0,11	-0,62	-0,62	0,16	-0,12	-0,11	0,38	-0,08	0,18	1,00									
N-TOT (µM)	0,62	0,29	0,16	-0,58	-0,57	-0,37	0,40	-0,22	-0,05	-0,21	-0,35	0,24	1,00								
N-DIS (µM)	0,67	0,17	0,10	-0,58	-0,57	-0,38	0,42	-0,27	-0,01	-0,18	-0,16	0,42	0,87	1,00							
N-AMO (µM)	0,06	-0,10	0,12	-0,25	-0,25	-0,66	-0,54	-0,76	0,34	0,13	0,21	0,25	-0,03	0,22	1,00						
NITR (µM)	-0,07	0,37	-0,15	0,10	0,11	0,06	-0,24	-0,11	-0,05	0,18	0,73	0,22	-0,38	-0,31	0,19	1,00					
COD (mgC/L)	-0,53	-0,20	0,10	0,87	0,88	0,24	0,12	0,32	0,04	-0,46	-0,08	-0,34	-0,53	-0,34	-0,16	0,16	1,00				
CLO- <i>a</i> (µg/L)	-0,29	-0,05	-0,01	0,10	0,10	0,85	0,03	0,63	-0,12	0,26	0,11	0,05	-0,45	-0,47	-0,62	-0,13	0,14	1,00			
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	-0,62	-0,30	0,01	0,75	0,74	0,33	-0,28	0,30	0,16	-0,26	-0,27	-0,49	-0,78	-0,81	-0,24	-0,05	0,64	0,64	1,00		
BB (mgC/L)	-0,42	-0,73	-0,34	0,60	0,58	-0,34	0,12	0,01	0,30	-0,31	-0,46	-0,57	-0,28	-0,25	0,00	-0,42	0,44	-0,09	0,59	1,00	
PLUV (mm)	-0,51	-0,03	0,63	0,45	0,48	0,06	-0,31	-0,01	-0,06	-0,16	0,03	-0,10	-0,28	-0,16	0,37	0,18	0,48	-0,19	0,22	-0,08	1,00

Apêndice 2 (b) lagoa Cabiúnas: matriz de correlação de Pearson entre variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-*a* (CLO-*a*), densidade bacteriana (DB), biomassa bacteriana (BB) e pluviosidade (PLUV) na lagoa Cabiúnas. As correlações destacadas em negrito foram significativas ($p < 0,05$) pelo teste t.

Cabiúnas	PROF	SECC	TEMP	SAL	COND	pH	ALCA	OD	COR	P-TOT	P-DIS	P-ORT	N-TOT	N-DIS	N-AMO	NITR	COD	CLO- <i>a</i>	DB	BB	PLUV
PROF (m)	1,00																				
SECC (m)	0,34	1,00																			
TEMP (°C)	-0,32	-0,63	1,00																		
SAL (psu)	0,28	0,71	-0,46	1,00																	
COND (mS/cm)	0,45	0,19	-0,40	0,52	1,00																
pH	-0,07	0,41	-0,42	0,07	-0,27	1,00															
ALCA (mEq/L)	-0,32	0,39	-0,37	0,17	-0,08	0,80	1,00														
OD (mg/L)	0,09	0,70	-0,53	0,69	0,35	-0,10	0,14	1,00													
COR	-0,35	-0,65	0,42	-0,84	-0,52	-0,07	0,01	-0,57	1,00												
P-TOT (μM)	-0,51	-0,71	0,72	-0,44	-0,38	-0,19	-0,03	-0,44	0,67	1,00											
P-DIS (μM)	-0,38	-0,73	0,58	-0,42	-0,29	-0,37	-0,21	-0,31	0,68	0,91	1,00										
P-ORT (μM)	-0,12	0,36	0,15	0,21	-0,71	0,33	0,17	0,14	-0,08	0,08	0,01	1,00									
N-TOT (μM)	-0,23	0,12	0,30	-0,19	-0,09	-0,25	0,14	0,14	0,28	0,06	-0,04	-0,05	1,00								
N-DIS (μM)	-0,49	-0,38	0,84	-0,43	-0,45	-0,26	-0,14	-0,38	0,29	0,45	0,20	0,17	0,57	1,00							
N-AMO (μM)	-0,14	-0,13	0,09	-0,53	-0,32	0,18	0,05	-0,50	0,49	0,08	-0,12	-0,11	0,30	0,31	1,00						
NITR (μM)	-0,24	-0,55	0,63	-0,64	-0,43	-0,13	-0,24	-0,64	0,41	0,40	0,15	0,00	0,20	0,75	0,56	1,00					
COD (mgC/L)	-0,29	-0,32	0,58	0,23	0,16	-0,27	-0,01	-0,03	-0,11	0,57	0,50	0,03	-0,02	0,34	-0,57	-0,02	1,00				
CLO- <i>a</i> (μg/L)	-0,38	-0,40	0,40	-0,27	-0,58	-0,21	-0,30	-0,13	0,14	0,25	0,38	0,43	-0,20	0,30	-0,39	0,18	0,24	1,00			
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	-0,44	-0,39	0,70	-0,38	-0,65	-0,19	-0,09	-0,27	0,61	0,81	0,66	0,45	0,31	0,61	0,30	0,54	0,27	0,26	1,00		
BB (mgC/L)	-0,41	-0,19	0,38	-0,56	-0,76	0,20	0,06	-0,30	0,59	0,51	0,33	0,40	0,20	0,45	0,61	0,53	-0,21	0,09	0,76	1,00	
PLUV (mm)	-0,35	0,26	0,38	0,17	-0,47	0,09	-0,05	0,05	-0,26	0,04	-0,18	0,62	0,17	0,57	0,17	0,25	0,15	0,22	0,38	0,44	1,00

Apêndice 2 (c) lagoa Comprida: matriz de correlação de Pearson entre variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-a (CLO-a), densidade bacteriana (DB), biomassa bacteriana (BB) e pluviosidade (PLUV) na lagoa Comprida. As correlações destacadas em negrito foram significativas ($p < 0,05$) pelo teste t.

Comprida	PROF	SECC	TEMP	SAL	COND	pH	ALCA	OD	COR	P-TOT	P-DIS	P-ORT	N-TOT	N-DIS	N-AMO	NITR	COD	CLO-a	DB	BB	PLUV
PROF (m)	1,00																				
SECC (m)	0,21	1,00																			
TEMP (°C)	0,13	-0,02	1,00																		
SAL (psu)	-0,07	0,48	-0,48	1,00																	
COND (mS/cm)	-0,18	0,40	0,13	-0,04	1,00																
pH	-0,15	-0,22	-0,31	-0,01	-0,10	1,00															
ALCA (mEq/L)	-0,06	-0,54	-0,51	0,11	-0,19	0,45	1,00														
OD (mg/L)	0,21	0,31	-0,05	0,49	-0,45	-0,47	-0,33	1,00													
COR	0,69	-0,27	0,32	-0,37	-0,39	-0,20	-0,13	0,17	1,00												
P-TOT (µM)	-0,14	-0,18	0,07	-0,25	-0,45	0,09	-0,23	0,24	0,16	1,00											
P-DIS (µM)	-0,15	-0,34	0,02	-0,23	-0,28	0,05	0,02	0,23	0,29	0,82	1,00										
P-ORT (µM)	0,38	-0,49	-0,01	-0,18	-0,47	-0,10	0,30	0,26	0,62	0,52	0,72	1,00									
N-TOT (µM)	0,15	-0,22	-0,03	0,09	0,27	-0,23	0,57	-0,24	-0,13	-0,54	-0,35	0,16	1,00								
N-DIS (µM)	0,20	-0,36	0,51	-0,71	-0,03	0,30	-0,08	-0,40	0,17	0,25	0,04	0,11	0,01	1,00							
N-AMO (µM)	0,22	-0,02	-0,19	0,43	-0,09	0,13	0,18	-0,12	0,29	-0,40	-0,34	-0,01	0,13	-0,38	1,00						
NITR (µM)	-0,00	0,07	0,41	-0,18	0,26	-0,53	-0,53	0,21	-0,06	0,20	0,04	0,06	0,16	0,37	-0,39	1,00					
COD (mgC/L)	-0,28	-0,07	0,49	-0,45	-0,10	0,22	-0,56	-0,03	0,16	0,52	0,40	-0,13	-0,81	0,36	-0,28	0,05	1,00				
CLO-a (µg/L)	-0,48	-0,47	0,04	-0,31	0,09	0,09	0,22	-0,27	-0,27	-0,41	-0,27	-0,40	0,13	0,14	-0,24	-0,05	0,13	1,00			
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	0,11	-0,32	0,57	-0,27	0,11	0,31	0,04	-0,43	0,16	0,00	-0,06	0,13	0,26	0,68	0,21	0,27	0,18	-0,05	1,00		
BB (mgC/L)	0,10	-0,19	0,14	-0,19	0,40	0,50	0,16	-0,72	0,15	-0,24	-0,17	-0,05	0,16	0,35	0,53	-0,11	0,06	-0,07	0,72	1,00	
PLUV (mm)	-0,18	0,18	0,51	0,17	0,29	0,03	-0,34	-0,13	-0,31	-0,11	-0,35	-0,36	0,13	0,33	0,16	0,50	0,15	-0,06	0,71	0,39	1,00

Apêndice 2 (d) lagoa Carapebus: matriz de correlação de Pearson entre variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-*a* (CLO-*a*), densidade bacteriana (DB), biomassa bacteriana (BB) e pluviosidade (PLUV) na lagoa Carapebus. As correlações destacadas em negrito foram significativas ($p < 0,05$) pelo teste *t*.

Carapebus	PROF	SECC	TEMP	SAL	COND	pH	ALCA	OD	COR	P-TOT	P-DIS	P-ORT	N-TOT	N-DIS	N-AMO	NITR	COD	CLO- <i>a</i>	DB	BB	PLUV
PROF (m)	1,00																				
SECC (m)	0,76	1,00																			
TEMP (°C)	-0,25	0,07	1,00																		
SAL (psu)	0,04	0,12	-0,39	1,00																	
COND (mS/cm)	-0,18	-0,17	0,49	-0,40	1,00																
pH	-0,43	-0,24	-0,07	0,54	-0,08	1,00															
ALCA (mEq/L)	-0,12	-0,12	-0,34	0,65	-0,08	0,57	1,00														
OD (mg/L)	-0,21	-0,08	0,05	0,56	-0,21	0,34	-0,04	1,00													
COR	0,21	0,23	-0,42	-0,12	-0,15	0,19	0,08	-0,40	1,00												
P-TOT (μM)	-0,29	-0,09	0,59	-0,06	0,08	-0,05	-0,12	0,42	-0,44	1,00											
P-DIS (μM)	-0,08	0,06	0,48	-0,06	-0,08	-0,03	-0,13	0,40	-0,19	0,93	1,00										
P-ORT (μM)	-0,35	-0,24	0,42	-0,02	0,60	0,42	0,01	0,19	-0,32	0,17	0,03	1,00									
N-TOT (μM)	0,28	0,02	-0,22	-0,29	-0,27	-0,33	-0,05	-0,26	0,12	-0,33	-0,16	-0,51	1,00								
N-DIS (μM)	-0,15	-0,17	0,19	0,06	0,30	-0,21	-0,15	0,18	-0,54	0,18	0,03	0,55	-0,32	1,00							
N-AMO (μM)	-0,07	0,04	-0,18	-0,24	-0,57	-0,19	-0,34	0,01	-0,04	0,02	0,03	-0,25	0,36	-0,14	1,00						
NITR (μM)	0,09	0,03	-0,07	-0,64	0,04	-0,47	-0,48	-0,37	-0,03	-0,09	-0,14	0,03	0,24	0,01	0,71	1,00					
COD (mgC/L)	-0,01	-0,24	0,19	-0,40	-0,11	-0,26	-0,63	0,07	-0,23	0,33	0,32	0,09	-0,23	0,12	0,20	0,29	1,00				
CLO- <i>a</i> (μg/L)	-0,70	-0,88	-0,04	-0,08	0,26	0,26	0,35	-0,16	-0,21	0,17	-0,03	0,29	-0,24	0,16	-0,13	-0,00	0,18	1,00			
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	0,05	0,23	0,50	-0,12	-0,17	-0,36	-0,23	0,15	-0,16	0,65	0,72	-0,30	0,11	0,14	-0,04	-0,30	0,11	-0,27	1,00		
BB (mgC/L)	0,04	0,05	0,44	-0,20	-0,13	-0,30	-0,19	0,10	-0,09	0,74	0,85	-0,26	0,09	0,04	-0,08	-0,25	0,30	-0,06	0,92	1,00	
PLUV (mm)	0,18	0,09	0,17	-0,02	0,04	-0,60	-0,37	0,05	-0,70	-0,03	-0,20	0,04	-0,01	0,66	0,06	0,14	0,23	-0,14	0,18	-0,02	1,00

Apêndice 2 (e) lagoa das Garças: matriz de correlação de Pearson entre variáveis abióticas (PROF- profundidade, SECC- profundidade do disco de secchi, TEMP- temperatura da água, SAL- salinidade, COND- condutividade, pH, ALCA- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, COR- coloração a 430 nm, P-TOT- fósforo total, P-DIS- fósforo dissolvido, P-ORT ortofosfato, N-TOT- nitrogênio total, N-DIS- nitrogênio dissolvido, N-AMO- nitrogênio amoniacal, NITR- nitrato, COD- carbono orgânico dissolvido), clorofila-*a* (CLO-*a*), densidade bacteriana (DB), biomassa bacteriana (BB) e pluviosidade (PLUV) na lagoa das Garças. As correlações destacadas em negrito foram significativas ($p < 0,05$) pelo teste t.

Garças	PROF	SECC	TEMP	SAL	COND	pH	ALCA	OD	COR	P-TOT	P-DIS	P-ORT	N-TOT	N-DIS	N-AMO	NITR	COD	CLO- <i>a</i>	DB	BB	PLUV
PROF (m)	1,00																				
SECC (m)	0,99	1,00																			
TEMP (°C)	-0,39	-0,43	1,00																		
SAL (psu)	-0,88	-0,90	0,49	1,00																	
COND (mS/cm)	-0,63	-0,61	0,42	0,66	1,00																
pH	0,67	0,68	-0,17	-0,74	-0,77	1,00															
ALCA (mEq/L)	-0,30	-0,27	-0,25	0,36	0,45	-0,54	1,00														
OD (mg/L)	0,79	0,76	-0,70	-0,61	-0,53	0,30	-0,06	1,00													
COR	0,21	0,23	-0,28	-0,22	0,17	0,13	0,54	0,21	1,00												
P-TOT (µM)	-0,78	-0,77	0,49	0,91	0,50	-0,63	0,16	-0,56	-0,48	1,00											
P-DIS (µM)	-0,59	-0,66	0,53	0,86	0,37	-0,62	0,11	-0,33	-0,45	0,83	1,00										
P-ORT (µM)	-0,60	-0,67	0,37	0,84	0,43	-0,74	0,18	-0,21	-0,36	0,78	0,96	1,00									
N-TOT (µM)	-0,25	-0,21	-0,27	0,31	0,02	-0,09	-0,14	0,19	-0,12	0,40	0,25	0,37	1,00								
N-DIS (µM)	-0,11	-0,06	0,31	0,31	0,19	-0,39	-0,03	-0,10	-0,52	0,62	0,42	0,38	0,12	1,00							
N-AMO (µM)	-0,40	-0,48	0,47	0,50	0,42	-0,74	0,19	-0,32	-0,37	0,42	0,64	0,65	-0,38	0,38	1,00						
NITR (µM)	-0,41	-0,38	0,25	0,64	0,40	-0,54	0,29	-0,28	-0,48	0,77	0,62	0,53	0,16	0,70	0,34	1,00					
COD (mgC/L)	-0,67	-0,87	0,38	0,73	0,75	-0,65	0,34	-0,82	-0,06	0,67	0,34	0,67	0,14	0,18	0,33	0,33	1,00				
CLO- <i>a</i> (µg/L)	-0,43	-0,50	0,22	0,65	0,28	-0,38	0,47	-0,12	0,33	0,40	0,64	0,67	0,24	-0,15	0,26	0,08	0,22	1,00			
DB (x10 ¹⁰ cels/L)	-0,67	-0,61	0,06	0,67	0,36	-0,65	0,50	-0,40	-0,23	0,78	0,48	0,78	0,27	0,60	0,36	0,62	0,67	0,27	1,00		
BB (mgC/L)	-0,44	-0,45	-0,39	0,22	0,29	-0,61	0,53	-0,08	0,11	0,02	0,04	0,22	-0,07	-0,27	0,42	-0,08	0,42	0,16	0,35	1,00	
PLUV (mm)	-0,48	-0,57	0,32	0,57	0,19	-0,24	0,28	-0,40	-0,04	0,29	0,57	0,47	-0,16	-0,38	0,34	0,21	0,19	0,63	0,02	0,22	1,00

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)