

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

ESTRUTURAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE DE BACTÉRIAS  
PLANCTÔNICAS EM LAGOS AMAZÔNICOS

CAMILLA SOUSA HAUBRICH

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.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MARÇO DE 2010

# **Livros Grátis**

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

Milhares de livros grátis para download.



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO/UFRJ**  
**INSTITUTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA-PPGE**

**CX.POSTAL 68.020 – ILHA DO FUNDÃO**  
**CEP: 21941-590 – RIO DE JANEIRO – RJ – BRASIL**  
**TEL./FAX: (21) 2290-3308 TEL.: (21) 2562-6320**

**Estruturação Espacial e Temporal da Comunidade de Bactérias Planctônicas em  
Lagos Amazônicos**

**CAMILLA SOUSA HAUBRICH**

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.

Defendida em 31 de março de 2010.

APROVADA POR:

---

Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla

---

Prof. Dr. Bruce Rider Forsberg

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Vera Lúcia de Moraes Huszar

HAUBRICH, CAMILLA SOUSA  
Estruturação Espacial e  
Temporal da Comunidade de Bactérias  
Planctônicas em Lagos Amazônicos, [Rio  
de Janeiro] 2010.

xii p., 84 p. 29,7 cm (Instituto de  
Biologia/UFRJ, M.Sc., Ecologia, 2010)  
Dissertação - Universidade Federal do Rio

de

Janeiro, PPGE

1. Pulso de Inundação
  2. Bacterioplâncton
  3. Amazônia
  4. Fatores Locais
  5. Fatores Regionais
  6. Riqueza do Bacterioplâncton
  7. Composição do Bacterioplâncton
- I. IB/UFRJ II. Título (série )

*O meu maior desafio na biologia foi tentar me desvincular da visão de laboratório que vê o pequeno grande demais. É muita injustiça querer enxergar todas as maravilhas da vida através do olhar de um simples detalhe.*

*Dedico essa dissertação de mestrado à minha mãe, Evarista, que é em grande parte responsável pelo meu sucesso e buscou estar presente em todos os momentos.*

## *Agradecimentos*

À Deus. Tenho certeza que todas as áreas da minha vida são governadas e direcionadas por Deus. Desde minha entrada na biologia até a minha defesa de mestrado, Deus esteve sempre presente me direcionando e me levando quando necessário. Cada vírgula dessa dissertação foi feita por Ele e para Ele. E por isso, à ele devo o meu mais profundo agradecimento e a minha mais sincera adoração. *“Por que Dele, por Ele, para Ele são todas as coisas...”*

Aos meus pais, Evarista e José, por todo o apoio e carinho não só agora, mas em todos os momentos da minha vida. Por aguentarem minha personalidade difícil e geniosa e por proporcionarem minha vinda ao Rio para estudar. Essa é a finalização de uma etapa que seria impossível sem vocês. Amo muito vocês!

Ao meu amor, meu namorado, meu companheiro, meu psicólogo, meu melhor amigo, meu noivo e futuramente meu marido: Demarques, nada do que vivi nos últimos 6 anos seria tão bom se não tivesse você ao meu lado. Você foi um presente de Deus pra mim! Muito obrigada por aguentar meu cansaço, meu mau-humor, por me ajudar nos momentos difíceis e por me amparar nas horas de fraqueza. Amo você com todas as minhas forças e tenho certeza que você é a minha melhor escolha!

Ao meu orientador, Vinicius, por todo o apoio desde minha iniciação científica até à conturbada fase final do mestrado na qual já estava trabalhando. Seu suporte foi fundamental para minha caminhada e meu crescimento no mundo acadêmico e profissional. Obrigada por me orientar mesmo comigo possuindo objetivos tão diferentes dos seus. Não tenho palavras pra agradecer o que seu apoio significou na minha vida!

Aos professores Francisco Esteves, Reinaldo Bozelli, Vinicius Farjalla, Marcos Paulo, e João Leal por me proporcionarem a incrível experiência de trabalhar na limnologia. Tenho certeza que minhas passagens pelo subsolo do bloco A, NUPEM,

PARNA de Jurubatiba, e por Porto Trombetas foram essenciais para minha vida pessoal e profissional. Agradeço a oportunidade de poder conviver com essa equipe tão eficiente e incrivelmente competente por quase 5 anos e por poder levar um pouquinho dela pra sempre comigo. Já sinto saudades desse mundo onde fui inexplicavelmente feliz!

À todos aqueles que muito antes de mim e comigo pensaram, planejaram e se apaixonaram pelo que é hoje o meu projeto de mestrado. Tenho certeza que é um privilégio trabalhar com dados tão interessantes, de ecossistemas tão peculiares e apaixonantes. Agradeço em especial aos Profs. Vinicius Farjalla, Reinaldo Bozelli, Francisco Esteves, Fabio Roland, João Leal e Marcos Paulo pela realização desse trabalho. Agradeço à incrível equipe de campo que dividiu comigo momentos tão maravilhosos na bacia do rio Trombetas: Vinicius, Marcos Paulo, Nathan, Simone, Lú, Aldo, Chiquinho, e a tia da comida (infelizmente, apesar de inúmeras tentativas, não conseguimos entender qual era seu nome). Agradeço aos funcionários da MRN Magrão, Dudão e Lenilton a ajuda em laboratório em Porto Trombetas, à equipe da UFJF que junto comigo foi responsável pelas análises laboratoriais, em especial Lúcia, Simone e Nathan, aos amigos Mário, Cláudio, Daniely, Camilla Gimarães e Aliny pela ajuda com as análises limnológicas realizadas no Rio de Janeiro, à Fernanda pela ajuda essencial e ensinamentos para que eu aprendesse a fazer o DGGE e à Paloma por toda ajuda e paciência durante as análises estatísticas. À todos aqueles que estiveram presentes nas demais campanhas de campo e que colaboraram e foram responsáveis pela realização desse trabalho incrível, dedico o meu mais sincero “Muito Obrigada!”. A realização desse trabalho seria impossível sem a participação de vocês!

À toda a equipe do LEMM pela oportunidade e ajuda nos meus curtos, corridos e espaçados momentos no laboratório para realização das análises moleculares. Em especial agradeço aos Professores Dr. Alexandre Rosado e Dra. Raquel Peixoto a oportunidade de

passar pelo LEMM, apesar de minha pouca disponibilidade de tempo para dedicar a esse ótimo ambiente. Foi ótimo estar com vocês!

Às amigas Aliny, Daniely e Monalisa por todos os bons momentos que começaram antes mesmo do mestrado. Estudar para a seleção do PPGE e contar com vocês em todos os instantes me mostrou o real valor da amizade. Amo muito vocês!

Aos amigos Marcos Paulo e Thaís por toda a amizade e apoio durante todos esses anos de laboratório. Espero ainda um dia visitá-los em Macaé, rs.

À amiga Daniely por ter sido minha companhia e psicóloga nesses anos de mestrado. Conviver com você no laboratório definitivamente tornavam meus dias mais alegres. Desculpe por nos últimos meses só ir ao laboratório pra te atrapalhar, rs. Mas vai, tínhamos que botar o papo em dia!

À Aliny, minha grande amiga e futuramente comadre, que apesar da distância esteve sempre presente! Saudades enormes de conversar com você nos bancos do subsolo do CCS.

Aos amigos do lab. Limno, obrigada por cada festa, workshop, almoço, coleta, café da manhã, bolo de aniversário, feijoada e todas as diversões e lições que me proporcionaram. Cada um de vocês também é um pouco responsável por esse trabalho e por quem eu sou. Laboratório de limnologia, 2005 – 2010, amo muito todos vocês!

Às minhas amigas Raquel (Bâni), Vanessa e Angélica (Pink) por terem tornado melhor minha graduação. Amo muito vocês e aprecio muito o nosso esforço em nos vermos sempre que possível. Quero levar vocês pra sempre comigo!

Às minhas amigas petropolitanas: Vivvy, Nay (s), Di, Kelly por terem feito parte da minha vida. A saudade de vocês é enorme, vocês não podem imaginar!



À toda minha família, vó, tio (s), tia (s), primo (s), prima (s), por torcerem por mim e tolerarem minha ausência em tantas idas à Macaé e finais de semana no Rio de Janeiro para estudar. Vocês estarão sempre em meu coração.

Ao Marcos Paulo pela ajuda na dissertação.

Aos membros da pré-banca, Professor Dr. Rodolfo Paranhos e Professor Dr. João Leal, pelas correções e sugestões na fase final de redação.

Aos membros da banca, Professora Dra. Vera Lúcia Huszar e Professor Dr. Bruce Forsberg por aceitarem participar e contribuir com esse trabalho e, à banca suplente dessa dissertação Professor Dr. João Leal e Professor Dr. Sidinei M. Thomaz.

Ao PPGE/UFRJ, CNPq, e MRN pelo suporte e apoio financeiro indispensáveis.

Às secretarias Marcinha e D. Sueli por toda ajuda e paciência nesses dois anos.

Ao PPGE.

## *Resumo*

A constante alteração do regime do pulso de inundação nos sistemas amazônicos pode causar a perda de espécies e de processos ecossistêmicos essenciais existentes nessas regiões. Por conta disso, há uma crescente necessidade em se entender o funcionamento desses sistemas. Resultado da variação dos índices pluviométricos e do derretimento das calotas de gelo nos Andes, o *Pulso de Inundação* na bacia hidrográfica do rio Trombetas provoca sazonalmente o aumento da profundidade dos corpos aquáticos e seu extravasamento lateral, que conseqüentemente, causa alterações nas características dos ambientes e na composição das comunidades biológicas. O posicionamento do eixo central dos lagos em relação ao rio pode fazer com que o pulso de inundação exerça efeito diferenciado sobre as características dos ecossistemas e da biota em lagos distintos. Por possuir características peculiares, existem dúvidas se os processos que estruturam as comunidades de microrganismos são os mesmos que os dos macrorganismos. Por conta disso, o objetivo dessa dissertação foi avaliar o efeito do pulso de inundação e do posicionamento dos lagos em relação ao rio sobre a composição da comunidade de bactérias planctônicas dos lagos da bacia do rio Trombetas. A fase do pulso hidrológico foi o principal determinante das características físicas e químicas dos corpos aquáticos que apresentaram maiores concentrações de nutrientes nas águas baixas. A distância entre os lagos e a fase do pulso de inundação foram os principais determinantes da composição da comunidade bacteriana, provavelmente por diferenças nas características dos habitats, e pela influência de rios tributários e áreas adjacentes alagadas. O rio foi considerado um fator homogeneizador da comunidade bacteriana durante as águas altas, principalmente em lagos cujo eixo principal é paralelo em relação ao rio. Os fatores que exerceram influência sobre a composição da comunidade bacteriana nesse estudo parecem ser os mesmos descritos em outros estudos na região amazônica realizados para macrorganismos.

## *Abstract*

The constant alteration of the flood pulse regime in the Amazonian ecosystems may cause the loss of species and ecosystem's processes essential in these regions. Because of that, there is an ongoing necessity to understand the functioning of these systems. Resulting from the variation of pluviometric indices and the meltdown of the "Andes", the Trombetas' hydrological basin *Flood Pulse* causes seasonally the augmentation of the depth of aquatic ecosystems and their lateral expansion, that consequently causes alterations in the water physical chemistry and on the structure of the biological communities. The position of the principal axes of a lake in relation to the river may result in a differential effect of the *Flood Pulse* on the ecosystems characteristics and on the biota. Because microorganisms have peculiar characteristics, there are doubts if the processes that structure the macroorganisms communities are the same as the microorganism's ones. Because of that, the objective of this thesis was to evaluate the effect of the *Flood Pulse* and the lake's position in relation to the river on the aquatic bodies characteristics and the structure of planktonic bacteria communities of the Trombetas' hydrological basin lakes. The hydrological phase was the principal determinant of the ecosystems' physical chemical characteristics that showed higher concentrations of nutrients during the low water phase. Distance between lakes and hydrological period were the principal determinants of the structure of bacteria communities, probably because of differences in the habitats characteristics, and by the influence of lateral rivers and adjacent areas that are inundated. The river was considered a homogenization factor of the bacterioplankton community during high-water phase, especially in lake whose principal axes is parallel in relation to the river. The factors that influenced the structure of bacterial communities seems to be the same of that described for the macroorganisms elsewhere.

## Sumário

<b>Tópico</b>	<b>Pág</b>
<b>1. Introdução</b>	<b>1</b>
1.1. Os Ecossistemas Aquáticos Amazônicos e o Pulso de Inundação	1
1.1.1. O Rio Trombetas e o Pulso de Inundação	8
1.2. A Comunidade Bacteriana Aquática no Contexto Ecológico: Sua Importância, Dificuldades Metodológicas e Avanços	10
1.3. O Efeito do Pulso de Inundação sobre a Composição das comunidades de Bactéria Planctônicas	14
1.4. Hipóteses e Objetivos	18
1.4.1. Hipóteses	18
1.4.2. Objetivos	18
<b>2. Área de Estudo</b>	<b>19</b>
<b>3. Métodos</b>	<b>23</b>
3.1. Amostragem	23
3.2. Variáveis Abióticas e Clorofila <i>a</i>	24
3.2.1. Determinadas em Campo	24
3.2.2. Determinadas em Laboratório	24
3.3. Variáveis Bióticas – Composição da Comunidade Bacteriana	26
3.4. Tratamento Estatístico dos Resultados	27
3.4.1. Variáveis Abióticas e Clorofila <i>a</i>	27
3.4.2. Composição da Comunidade Bacteriana	29
<b>4. Resultados</b>	<b>31</b>
4.1. Descrição Geral e Efeito da Sazonalidade sobre as Variáveis Abióticas e Clorofila <i>a</i>	31

4.2. A Composição da Comunidade de Bactérias Planctônicas e o Pulso de Inundação	43
<b>5. Discussão</b>	<b>55</b>
5.1. Variáveis Limnológicas e Clorofila <i>a</i>	55
5.2. A Composição da Comunidade de Bactérias Planctônicas e o Pulso de Inundação	57
5.3. Discussão final	63
<b>6. Conclusões</b>	<b>66</b>
<b>7. Referências Bibliográficas</b>	<b>67</b>
<b>8. Anexos</b>	<b>79</b>

## 1. Introdução

### 1.1. Os Ecossistemas Aquáticos Amazônicos e o Pulso de Inundação

A região hidrográfica Amazônica é a mais extensa rede hidrográfica do globo terrestre (Figura 1.1). Ocupando uma área total de 6.925.674 km<sup>2</sup>, desde sua nascente nos Andes Peruanos até sua foz no Oceano Atlântico, ela atravessa vários países da América do Sul: Brasil (onde são encontrados 64% do território da bacia), Colômbia (16%), Bolívia (16%), Equador (2,3%), Guiana (1,3%), Peru (0,6%) e Venezuela (0,11%) (ANA, 2004). A porção brasileira da bacia Amazônica apresenta uma área da ordem de 3.900.000 km<sup>2</sup> e se estende por sete estados no País: Acre, Amazonas, Rondônia, Roraima, Pará, Mato Grosso e Amapá. Em termos de recursos hídricos, sua contribuição média para o país é da ordem de 133.000 m<sup>3</sup>/s (73% do total brasileiro) (ANA, 2009a) e, sua vazão média é quase três vezes maior que a soma das vazões das demais bacias nacionais (ANA, 2009b). A Amazônia apresenta uma grande diversidade de ecossistemas terrestres que vão desde a floresta densa aos campos naturais, passando por regiões de matas abertas e cerrados (IBAMA, 2002). Em termos de biodiversidade, estima-se que a região contenha de um quarto a metade da riqueza de espécies do mundo, seja responsável por 15% da fotossíntese global e detenha 10% do total da água doce disponível no planeta, além de ser depositária de valiosa fonte de serviços naturais e de um estoque genético que pode ser a origem de novos medicamentos e alimentos (IBAMA, 2002; MALHI *et al.*, 2008). Medidas que busquem o entendimento do funcionamento dessa região frente à sua utilização sustentável são estratégicas para a manutenção das reservas hídricas e biológicas do Brasil e do mundo.

A bacia Amazônica, assim como a maioria das grandes bacias sul-americanas, é constituída de um curso d'água principal, margeado por extensas planícies aluviais, que sofrem alagamentos periódicos de acordo com a fase do ciclo hidrológico (Figura 1.2)

(JUNK & FURCH, 1985; JUNK *et al.*, 1989; JUNK & FURCH, 1993; JUNK, 2002). Esse tipo peculiar de ecossistema formado pelo canal central do rio, permanentemente lótico, regiões permanentemente lênticas e áreas transientes entre ecossistemas aquáticos e terrestres é denominado sistema rio-planície de inundação (JUNK *et al.*, 1989). Particularmente, as áreas de baixo relevo sujeitas a alagamentos periódicos devido ao extravasamento lateral do rio ou lago com o qual estão associadas são chamadas planícies de inundação (JUNK & WELCOMME, 1990).

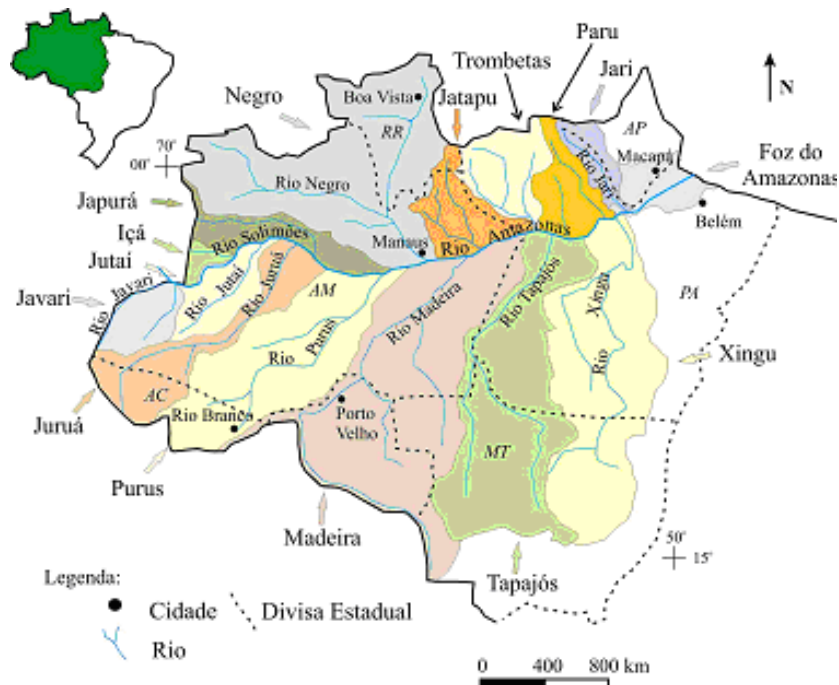


Figura 1.1. Mapa da porção brasileira da região hidrográfica do Amazonas, com seus rios principais, e sub-bacias apresentadas em diferentes colorações. Fonte: BRASIL DAS ÁGUAS, 2009.

Na bacia Amazônica, o degelo das calotas de gelo nos Andes juntamente com a variação no regime pluviométrico, marcado por uma estação chuvosa e outra seca, são os principais responsáveis pela ocorrência dos alagamentos periódicos (JUNK & FURCH, 1985; JUNK *et al.*, 1989; PANOSSO, 2000). Essas alterações hidrológicas resultam em

um padrão monomodal (ocorre uma vez ao ano) e previsível de alagamento, que acompanha a estação chuvosa e sucede a estação mais quente. Nas planícies de inundação brasileiras os níveis d'água podem variar até 14 m entre as estações e, a fase alagada pode durar até 270 dias (JUNK *et al.*, 1989). A hidrologia nessas áreas apresenta quatro períodos distintos, de acordo com a fase de inundação: águas baixas (quando são encontrados os menores níveis hidrológicos); enchente (fase de extravasamento lateral do rio e alagamento das planícies inundáveis); águas altas (momento onde são observados os maiores níveis hidrológicos) e; vazante (período de diminuição dos níveis d'água) (JUNK *et al.*, 1989).



Figura 1.2. Rio Trombetas. Acima, a variação na superfície aquática dos ecossistemas. Abaixo, o extravasamento lateral do rio inundando as áreas adjacentes.

A ocorrência de alagamentos sazonais faz com que os sistemas rio-planície de inundação apresentem funcionamento distinto dos demais corpos aquáticos ao redor do mundo. Por conta disso, dois problemas eram recorrentes ao se tentar aplicar paradigmas desenvolvidos em outros sistemas para esses ambientes: 1) A divisão da ecologia em terrestre e aquática; 2) A classificação dos corpos aquáticos em abertos ou fechados. Até a década de 70, a natureza transiente das planícies de inundação resultou em estudos omissos sobre seu funcionamento (JUNK & WANTZEN, 2004). A maioria dos ecólogos terrestres



estudava a fase seca de seu ciclo, e os limnólogos, a fase alagada, se restringindo ao canal central do rio ou ao lago de inundação, que era tratado como um lago fechado (JUNK, 1997). A visão integrada que considerava o canal central do rio e as planícies de inundação um único sistema ainda não existia ou era pouco utilizada. Soma-se a isso, o fato que grande parte dos primeiros estudos de limnologia foi realizada em ambientes lóticos, de regiões temperadas, margeados por densas coberturas florestais (JUNK *et al.* 1989). As teorias desenvolvidas nessas condições não podiam ser aplicadas para ambientes lênticos e áreas que não faziam parte do canal central do rio, como as planícies de inundação. Dessa forma, as informações existentes sobre o funcionamento desses sistemas não abrangiam todas as fases de seu ciclo e eram insuficientes. O *conceito de pulso de inundação* surgiu nesse cenário de escassez de conhecimentos e buscou reunir as informações fragmentadas sobre os sistemas rio-planície de inundação. A ideia principal do trabalho é que a variação sazonal nas descargas dos rios provocando inundações e secas periódicas (o pulso de inundação) é sua principal força estruturadora, afetando sua dinâmica, produtividade e as interações da maior parte da biota (JUNK *et al.*, 1989).

As constantes expansões e contrações dos ambientes aquáticos podem ter diversas consequências sobre seu funcionamento e conseqüentemente sobre as características dos ecossistemas envolvidos (JUNK *et al.*, 1989). Durante o período de águas baixas, canal central do rio, lagos permanentes, e alguns lagos em canais abandonados constituem a parte aquática do sistema (JUNK & WELCOMME, 1990; THOMAZ *et al.*, 2007). Os lagos existentes apresentam características lênticas, e podem estar conectados ou não ao rio principal (JUNK & WELCOMME, 1990; JUNK, 1997; THOMAZ *et al.*, 2007). Nessa fase, as áreas secas são colonizadas por organismos terrestres. Com o aumento do nível d'água do rio e seu extravasamento lateral, há perda de parte do habitat terrestre, e expansão dos habitats aquáticos. Há formação de lagos temporários e aumento da conexão

entre os sistemas aquáticos (JUNK & WELCOMME, 1990; JUNK, 1997; THOMAZ *et al.*, 2007). A maior conexão com o rio pode fazer com que os lagos apresentem características lóticicas em parte de ou toda sua extensão, e sua coluna d'água normalmente rasa, pode atingir vários metros de profundidade, com aumento proporcional em sua área (JUNK & WELCOMME, 1990).

As características físicas e químicas da água das planícies inundáveis também sofrem modificações de acordo com o período hidrológico. O *conceito de pulso de inundação* prevê que durante as águas baixas, quando a troca de água entre rios e planícies adjacentes é menor, ciclos internos, independentes daqueles observados nos canais centrais dos rios, podem se estabelecer nas planícies inundáveis fazendo com que suas dinâmicas de nutrientes e substâncias químicas se comportem de forma distinta das observadas na parte lótica do sistema (JUNK *et al.*, 1989; ROELKE *et al.*, 2006 THOMAZ *et al.*, 2007). A evaporação da água (que aumenta a concentração de íons dissolvidos), o efeito de chuvas locais (que provoca a diluição de seus componentes), a mistura com águas subterrâneas ou de outros tributários, a decomposição de folhas e outras fontes de matéria orgânica da área inundada (que pode ser uma das principais fontes de nutrientes para a produção primária de todo o sistema), a atuação das espécies que habitam a área, e a ação dos ventos que revolvem o sedimento e o disponibilizam na coluna d'água estão entre os processos locais que podem atuar no interior das planícies de inundação (JUNK *et al.*, 1989; THOMAZ *et al.*, 2007). Como consequência, durante as águas baixas, as diferenças nas concentrações dos íons dissolvidos entre as planícies de inundação e o rio aumentam, e podem chegar a até quinze vezes (JUNK & FURCH, 1985). Já durante as águas altas, quando toda região se encontra inundada, as concentrações de nutrientes e substâncias químicas das áreas inundáveis se mantem constantes e nos mesmos níveis do rio, devido à intensa troca de água entre os ambientes (FURCH, 1984a; FURCH, 1984b). De fato,

THOMAZ e colaboradores (2007) afirmam que a maior ligação entre os corpos aquáticos tem efeito homogeneizador nas características físicas e químicas da coluna d'água dos sistemas rio-planície de inundação.

No que tange a diversidade de espécies, os sistemas rio-planície de inundação são considerados áreas de altíssima biodiversidade, com espécies adaptadas às condições transientes locais e, prioritárias para manejo e conservação (JUNK & WELCOMME, 1990; JUNK & FURCH, 1993; JUNK & WANTZEN, 2004). O *conceito de pulso de inundação* coloca que a previsibilidade com que ocorre o pulso de inundação pode levar a biota a responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e/ou etológicas, ou resultar em constantes mudanças sazonais na estrutura das comunidades (JUNK, 1989; JUNK *et al.* 1989; JUNK & FURCH, 1993; JUNK, 1997; JUNK & WELCOMME, 1990; JUNK, 2002). Essas variações periódicas das comunidades aquáticas são caracterizadas pela transição entre espécies adaptadas às condições características de cada fase do ciclo de inundação (JUNK *et al.* 1989). BOZELLI (1992), por exemplo, discute que a variação sazonal das espécies de zooplâncton em um lago amazônico de águas claras pode estar relacionada à capacidade das espécies de suportar correntezas ou de tolerar a presença de maiores concentrações de materiais em suspensão.

Apesar de o *conceito de pulso de inundação* prever a forma com que se comportam as espécies frente às mudanças sazonais na hidrologia e nas características físicas e químicas dos sistemas, pouco se sabe sobre a influência que a disposição da paisagem exerce sobre a estrutura das comunidades. As variações sazonais nas superfícies laterais dos ambientes aquáticos alteram as ligações entre os ecossistemas, modificando a troca de materiais, energia e até de espécies entre eles (THOMAZ *et al.*, 2002). Dessa forma, o grau com que se comunicam diferentes ecossistemas, a conectividade, pode ter importante participação sobre a composição das comunidades e riqueza de espécies nos sistemas rio-

planície de inundação (FREEMAN *et al.*, 2007). Além disso, a forma com que se dispõem os lagos de inundação em relação ao rio pode influenciar na forma e intensidade com que se comunicam e conseqüentemente nas suas características e espécies colonizadoras (QUESADO, 2006). Por conta disso, há um crescente interesse em trabalhos que explorem as relações entre diversidade específica e conectividade nos sistemas rio-planície de inundação (WARD *et al.*, 2002; THOMAZ *et al.*, 2007).

A interação entre os ambientes das planícies inundáveis ocorre através de conexões de intensidade variável entre eles, em função da presença de canais permanentes e das alterações do nível fluviométrico (AGOSTINHO & ZALEWSKI, 1996). Os diferentes graus de conectividade entre os distintos ambientes podem conferir a estes ecossistemas uma alta heterogeneidade espacial e temporal (QUESADO, 2006). Isto é, o pulso de inundação periódico agiria como homogeneizador de elementos bióticos durante as águas altas e próximos aos canais de comunicação, quando as comunidades biológicas ficariam mais semelhantes. Por outro lado, os fatores locais estariam determinando as flutuações populacionais durante as águas baixas e nas porções do corpo d'água mais distantes desses canais, momento em que as estruturas das comunidades ficariam mais distintas (QUESADO, 2006). Além disso, o contato periódico entre os sistemas pode: 1) proporcionar um reforço populacional para as comunidades biológicas através da dispersão de indivíduos durante a fase de águas altas favorecendo a manutenção das populações e diminuindo o risco de extinções locais (THOMAZ *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2009); 2) aumentar a diversidade por possibilitar a colonização das áreas alagáveis por diferentes espécies devido à maior heterogeneidade de habitats e disponibilidade de recursos observadas nas águas baixas (WARD, 1998); 3) diminuir a exclusão competitiva por periodicamente interromper o contato entre as espécies durante as águas baixas (BINI *et al.*, 2003; PALIJAN & FUKS, 2006; PALIJAN *et al.*, 2007; THOMAZ *et al.*, 2007;

PALIJAN *et al.*, 2008); 4) Diminuir a especiação, por periodicamente, permitir o contato entre espécies de regiões distintas (PALIJAN & FUKS, 2006; PALIJAN *et al.*, 2007). Dessa forma, a conectividade vem sendo vista como um elemento chave na dinâmica de nutrientes e substâncias químicas dos ecossistemas aquáticos e na manutenção da diversidade de espécies e de habitats nos sistemas rio-planície de inundação ao redor do mundo (BINI *et al.*, 2003; JUNK & WANTZEN, 2004; THOMAZ *et al.*, 2007). Conhecer a maneira com que a oscilação nos padrões de conectividade influencia a composição das comunidades e a riqueza de espécies é essencial para a manutenção da biodiversidade (FREEMAN *et al.*, 2007). Entender a importância dessas ligações e como diminuir os efeitos negativos de sua alteração são ações cruciais para a preservação dessas áreas (FREEMAN *et al.*, 2007).

#### 1.1.1. O Rio Trombetas e o Pulso de Inundação

O rio Trombetas é um tributário de margem esquerda do médio rio Amazonas localizado em três estados brasileiros: Amazonas, Roraima e Pará (IBAMA, 2001; IBAMA 2004). Ele apresenta amplas variações anuais no seu nível d'água, o pulso de inundação, que estão associadas às variações pluviométricas na região e à cheia do rio Amazonas, que atua como um elemento barrador, reduzindo a vazão do rio Trombetas (PANOSSO, 2000). Sua variação hidrológica é constituída por um pulso de inundação monomodal e previsível com quatro fases distintas ao longo do ano, que acompanham a estação chuvosa e sucedem o período mais quente: águas baixas (novembro à janeiro); enchente (fevereiro à abril); águas altas (maio à julho); e vazante (agosto à outubro) (AMADO *et al.*, 2006). O incremento na profundidade dos corpos aquáticos causa um aumento na área do rio e dos seus lagos associados e provoca o extravasamento lateral das colunas d'água (JUNK *et al.*,

1989). Como consequência, os lagos que margeiam o rio Trombetas aumentam grandemente sua área, volume e ligação com o rio durante as águas altas (PANOSSO, 2000). Além das alterações que a periodicidade da hidrologia causa nas características físicas e químicas dos corpos aquáticos e em suas comunidades biológicas, a variação da conectividade entre os sistemas pode afetar o padrão de troca de substâncias e organismos entre os ambientes envolvidos, deixando-os mais ou menos similares de acordo com a intensidade com que se comunicam (JUNK *et al.*, 1989). Durante as águas altas, a maior comunicação entre lagos e rio, proporciona um maior potencial de troca entre esses ambientes, o que pode tornar suas características limnológicas e comunidades biológicas mais homogêneas (THOMAZ *et al.*, 2007). Nas águas baixas, por sua vez, a menor ligação entre os ecossistemas e a maior heterogeneidade de habitats pode torná-los menos similares (THOMAZ *et al.*, 2007).

De forma geral, os lagos que margeiam o rio Trombetas se dispõem de forma paralela ou perpendicular em relação ao leito do rio (Figura 1.3). Esse posicionamento pode afetar a forma com que os lagos são influenciados pelo rio e, conseqüentemente, suas características limnológicas e comunidades. Lagos paralelos ao rio são provavelmente formados por meio de processos de deposição de sedimentos em posição marginal no curso d'água, onde a turbulência é diminuída, levando à formação de diques marginais (PANOSSO, 2000). Devido ao seu posicionamento, grande parte de uma de suas margens fica em constante contato com o rio, e por conta disso, eles podem ser parcialmente ou totalmente “lavados” por ele (QUESADO, 2006). Essa constante interação entre o rio e seus lagos paralelos culmina por propiciar a troca frequente entre esses ambientes o que pode torná-los mais similares. Já os lagos que se posicionam de forma perpendicular em relação ao rio são provavelmente formados por tributários cuja embocadura foi fechada por depósitos aluviais do rio principal formando vales alagados que se comunicam com o rio

por pequenos canais (PANOSSO, 2000). Esses lagos possuem pequena parte de sua área ligada ao rio (somente sua embocadura) e, devido a isso, sofrem menos a influência do rio do que os lagos que se posicionam de forma paralela. Devido a isso, o rio tem maior importância nas regiões mais próximas a ele, podendo as demais regiões serem dissimilares em relação ao rio quando comparadas aos lagos paralelos.

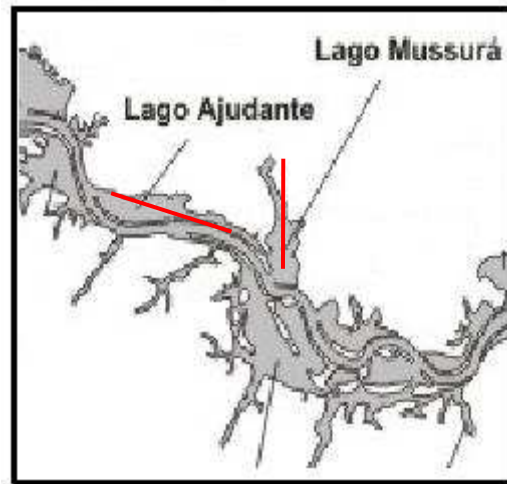


Figura 1.3. Parte do rio Trombetas. Lago Ajudante, posicionado de forma paralela em relação ao rio. Lago Mussurá posicionado de forma perpendicular em relação ao rio.

## 1.2. A Comunidade Bacteriana Aquática no Contexto Ecológico: Sua Importância, Dificuldades Metodológicas e Avanços.

É indiscutível a importância do bacterioplâncton para o funcionamento dos ecossistemas. Além de serem os organismos planctônicos mais abundantes nos corpos aquáticos - é estimado que em um único grama de água possam estar contidas de  $10^4$  a  $10^6$  bactérias e que a biosfera terrestre contenha cerca de  $10^{30}$  indivíduos de bactérias! - (KRITZBERG *et al.*, 2005; PEDRÓS- ALIO, 2006; PROSSER *et al.*, 2007; BENT & FORNEY, 2008) -, sua participação na decomposição e remineralização da matéria orgânica e em diversos processos biogeoquímicos é conhecida pelos ecólogos microbianos há muitos anos (HAHN, 2006). Ademais, a partir de meados da década de 1970, a

participação desses microrganismos na dinâmica e estruturação das cadeias tróficas também foi reconhecida (POMEROY, 1974). Popularizada pelo *Conceito de Alça Microbiana*, essa participação consiste na incorporação do carbono orgânico dissolvido (COD), advindo principalmente de produtores primários ou da decomposição parcial da vegetação, na biomassa da comunidade bacteriana e sua posterior inserção nas cadeias tróficas através da predação das bactérias, o que forma um importante fluxo de carbono na maioria dos sistemas aquáticos (AZAM *et al.*, 1983; COLE, 1999). Adicionalmente, as recentes descobertas e utilização das bactérias em processos de biorremediação, conversão de energia, biocatálise e síntese de produtos naturais reforça a utilidade desses organismos em diversos processos (PONTES *et al.*, 2007).

Apesar de sua reconhecida importância, o estudo da comunidade microbiana esteve durante muitos anos limitado pelas técnicas disponíveis. O plaqueamento foi um dos métodos mais relevantes para a microbiologia, desde a criação do microscópio, contudo, ele se limita ao estudo de cerca de 1% das bactérias presentes nas comunidades naturais (PACE, 1996; LITTLE *et al.* 2008). Além disso, a retirada das espécies de seus ambientes, necessária para implantação das técnicas de cultivo, restringiu durante mais de 100 anos a realização de pesquisas ecológicas onde há a necessidade de se avaliar as comunidades biológicas em suas condições naturais (PONTES *et al.*, 2007). Foi só a partir da década de 1980, com o advento das técnicas moleculares que o estudo da ecologia dos microrganismos e estruturas de suas comunidades pode avançar (FERNANDEZ *et al.*, 1999).

Com o início da utilização das técnicas de biologia molecular na ecologia microbiana, de forma a complementar e/ou substituir as técnicas de cultivo, surgiu a possibilidade de se avaliar um grupo maior de bactérias, assim como de se determinar suas abundâncias relativas e seu papel funcional nas comunidades biológicas (FERNANDEZ *et*



*al.*, 1999). Nesses métodos, a extração do DNA das amostras é feita de forma direta e o resultado é uma mistura do DNA genômico de todos os organismos presentes no ambiente, o que pode fornecer informações sobre a comunidade bacteriana em seu ambiente natural (MUYZER, 1999). Técnicas como FISH “Fluorescence in situ hybridization”, RFLP “Restriction Fragment Length Polymorphism”, T-RFLP “Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism”, ARDRA “Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis”, RISA “Ribosomal Intergenic Spacer Analysis”, TGGE “Temperature Gradient Gel Electrophoresis”, DGGE “Denaturing Gradient Gel Electrophoresis” e mais recentemente as técnicas de clonagem e sequenciamento revelaram um cenário composto por uma rica diversidade de bactérias não estudadas cujos processos ecológicos a que estão associadas são pouco conhecidos (PONTES *et al.*, 2007).

O DGGE “Denaturing Gradient Gel Electrophoresis” é uma técnica de “fingerprint” que tem como princípio básico separar as unidades microbianas de acordo com a estrutura de pares de bases formadoras do DNA, única para cada táxon (POMMIER *et al.*, 2007; SMALLA *et al.*, 2007). Fragmentos do DNA a ser avaliados são amplificados a partir de uma reação em cadeia da polimerase (PCR). O método de PCR utiliza um mix de enzimas e nucleotídeos que são submetidos a ciclos específicos de alternâncias de temperatura de forma a sintetizar cópias do DNA. Para evitar a amplificação de genótipos que não o de interesse, um dos iniciadores do PCR deve ser extremamente específico, estando contido em todas as amostras que se deseja avaliar e somente nelas (PONTES *et al.*, 2007). No caso das bactérias planctônicas, fragmentos de RNA ribossômico da subunidade 16S (rRNA) são utilizados para descrever de forma geral a comunidade bacteriana, já que os RNA ribossomais são funcionalmente constantes, distribuídos de maneira universal, com regiões altamente conservadas mas, simultaneamente, com variabilidade suficiente em outras regiões de acordo com o grupo de bactérias em que ocorrem. Essas moléculas apresentam

sequências moderadamente conservadas ao longo de grandes distâncias filogenéticas e por serem menos vulneráveis a transferência horizontal de genes, podem representar a estrutura filogenética da comunidade (PONTES *et al.*, 2007). Para realização do DGGE, são aplicados os fragmentos amplificados do DNA em um gel desnaturante que rompe a ligação entre os pares de base das moléculas (MUYZER, 1999). Dessa forma, a mobilidade eletroforética de cada fragmento de DNA varia de acordo com os pares de base que o compõem, o que faz com que fragmentos distintos migrem até regiões diferentes no gel, diferenciando as unidades taxonômicas operacionais (UTOs) (SMALLA *et al.*, 2007). O fato de o DGGE se basear na formação de perfis moleculares da comunidade microbiana, possibilita a análise simultânea de várias amostras ambientais, e é bastante útil para o monitoramento e compreensão de variações temporais e espaciais dessa comunidade (ALONSO-SÁEZ *et al.*, 2007). Os padrões obtidos por essa técnica podem dar importantes informações sobre as espécies mais abundantes que englobam a proporção ecologicamente mais significativa da comunidade microbiana (ALONSO-SÁEZ *et al.*, 2007).

O DGGE apresenta algumas limitações que impedem que a técnica seja utilizada para alguns objetivos. Entre essas limitações podem ser citados: 1) a dificuldade de separar fragmentos de DNA com poucas variações nas sequências (VALLAYES *et al.*, 1997); 2) somente sequências de até 500 pares de bases podem ser analisadas nos géis de DGGE, o que limita as informações geradas principalmente para as análises filogenéticas (MUYZER, 1999); 3) a formação de anelamentos inespecíficos de dois produtos de PCR, os heteroduplex, que pode superestimar o número de UTOs (HAUKKA *et al.*, 2006; PONTES *et al.*, 2007; THORNHILL *et al.*, 2007) 4) a migração do DNA de diferentes espécies até a mesma posição no gradiente, que pode subestimar o número de UTOs (CASE *et al.*, 2007); 5) a impossibilidade de avaliação da densidade com que aparece cada unidade taxonômica operacional, o que impossibilita as estimativas de diversidade nos

estudos ecológicos (YANNARELL *et al.*, 2005; SANDAA *et al.*, 2009); 6) somente são detectadas populações com densidade superior a aproximadamente 1% nas amostras, o que restringe o DGGE ao estudo das espécies numericamente dominantes (RECHE *et al.*, 2005). Ademais, a utilização de unidades taxonômicas operacionais como medida de riqueza é bastante questionada na literatura. Todavia, a aplicação do conceito de espécie é bastante divergente para a comunidade bacteriana o que faz com que os ecólogos microbianos considerem a utilização das unidades taxonômicas operacionais (fragmentos de DNA com menos de 3% de diferenças entre si) adequadas desde que sejam usadas com consistência por todo o sistema estudado (SCHLOSS & HANDELSMAN, 2007; SMITH, 2007; THORNHILL *et al.*, 2007; BENT & FORNEY, 2008).

Apesar de suas limitações, o DGGE tem fornecido importantes informações sobre as comunidades bacterianas e é bastante útil em estudos que visam comparar a composição das comunidades de bactérias de diferentes ecossistemas (DORIGO *et al.*, 2005). De fato, a técnica é hoje vista como um método confiável para se avaliar os filotipos dominantes da comunidade bacteriana (MAUGERI *et al.*, 2009).

### 1.3. O Efeito do Pulso de Inundação sobre a Composição das Comunidades de Bactérias Planctônicas

Um dos objetivos fundamentais da ecologia é entender como a diversidade é gerada e mantida em uma escala espacial e temporal. Nesse sentido, a composição das comunidades pode ser de extrema importância para entender os mecanismos que regulam a diversidade biológica e no desenvolvimento de teorias ecológicas.

O estudo da diversidade de macrorganismos, realizado com frequência pela comunidade científica, possui algumas teorias formuladas que visam explicar os padrões observados, como, por exemplo, a teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR &

WILSON, 1967). De forma geral, os fatores que afetam a diversidade de espécies foram classificados em duas categorias: locais (fatores associados às condições ambientais contemporâneas em um dado ambiente, como heterogeneidade de habitats, interações biológicas e frequência de distúrbios) e; fatores regionais (fatores históricos de uma dada área e relacionados à dispersão e colonização) (RICKLEFS, 2003; COTTENIE, 2005).

O bacterioplâncton apresenta características que diferem daquelas dos macrorganismos, como troca horizontal de DNA e curtos ciclos de vida e, devido a isso, ainda existem dúvidas se as teorias ecológicas oriundas dos estudos realizados com a macrobiota se aplicam para essa comunidade (FENCHEL, 2005; VAN DER GAST *et al.*, 2005; JESSUP & FORDE, 2008). Ao se tentar aplicar os conhecimentos adquiridos na ecologia de macrorganismos para os procariotos, existem quatro hipóteses possíveis que podem explicar a distribuição e os padrões que estruturam a diversidade dessas comunidades (MARTINY *et al.*, 2006). A primeira, baseada na teoria nula, afirma que os microrganismos seriam distribuídos aleatoriamente ao longo do espaço (FENCHEL, 2005; MARTINY *et al.*, 2006; POMMIER *et al.*, 2007; SANDAA *et al.*, 2009). Uma segunda corrente baseada na hipótese de Baas-Becking “everything is everywhere but the environment selects” (na tradução livre “Tudo está em todo lugar, mas o ambiente seleciona”) afirma que a distribuição dos microrganismos não é limitada pela dispersão e que a presença de determinada espécie microbiana dá-se pela adequação das suas necessidades fisiológicas às características do ecossistema (FENCHEL, 2005; MARTINY *et al.*, 2006). A terceira hipótese prediz que a variação espacial observada entre as comunidades bacterianas se deve a diferenças históricas, incluindo limitações à dispersão e condições ambientais passadas (MARTINY *et al.*, 2006). E finalmente, a quarta hipótese afirma que a distribuição dos microrganismos seria semelhante àquela observada nos

macrorganismos, refletindo as influências dos eventos passados (fatores regionais) e condições ambientais contemporâneas (fatores locais) (MARTINY *et al.*, 2006).

Durante muitos anos, ecólogos microbianos discordavam sobre quais dessas hipóteses seria de fato responsáveis pela distribuição das espécies de bactérias (KATZ *et al.*, 2005; SMITH, 2007). Alguns trabalhos observaram que existiam espécies de bactérias cosmopolitas, distribuídas por todo o planeta, o que refletiria a ausência de influências locais ou regionais e seria possível pelo pequeno tamanho corporal desses organismos, curto ciclo de vida, altas densidades, grande capacidade de dispersão e colonização, alta plasticidade fenotípica e metabólica e fatores comportamentais, como a ausência de socialismo e agregação (FENCHEL, 2005; HAHN, 2006; PEARCE *et al.*, 2007; SMITH, 2007; BAPTISTA *et al.*, 2008; SOMMARUGA & CASAMAYOR, 2009). Todavia, estudos mais recentes evidenciam que a diversidade bacteriana pode variar no espaço e no tempo devido principalmente à ação de fatores ambientais resultando em padrões de diversidade semelhantes àqueles observados em organismos maiores (BELL *et al.*, 2005; RECHE *et al.*, 2005; YANNARELL *et al.*, 2005; FIERER & JACKSON, 2006; MARTINY *et al.*, 2006; CRUMP *et al.*, 2007; POMMIER *et al.*, 2007; RAMETTE & TIEDJE, 2007; SMITH, 2007; ESCALANTE *et al.* 2008; SOMMARUGA & CASAMAYOR, 2009).

Entre os fatores locais que podem afetar a riqueza e composição da comunidade bacteriana podem ser citados: concentração de nutrientes (SIPURA *et al.*, 2005; HAUKKA *et al.*, 2006; WU *et al.*, 2007; HOFLE, 2008); disponibilidade e qualidade do carbono (KRITZBERG *et al.*, 2006); salinidade (KAARTOKALLIO *et al.*, 2005; HENRIQUES *et al.*, 2006; LOZUPONE, KNIGHT, 2007); pH (YANNARELL *et al.*, 2005); cor da água (YANNARELL *et al.*, 2005); temperatura (HENRIQUES *et al.*, 2006; SAPP *et al.*, 2007); condutividade (CRUMP *et al.*, 2007); interações com outras comunidades biológicas

(PETERSON *et al.*, 2008), como fitoplâncton (ROONEY-VARGA *et al.*, 2005; SAPP *et al.*, 2007), zooplâncton (URBACH *et al.*, 2007; HOFLE, 2008), protozoários (PERNTHALER, 2005; ZHANG *et al.*, 2007; HOFLE, 2008), e vírus (ZHANG *et al.*, 2007; HOFLE, 2008). E, entre os fatores regionais, destacam-se às limitações a distância como fator limitante para a dispersão (HORNER-DEVINE *et al.*, 2004; NIEDERBERGER *et al.*, 2008).

Os sistemas rio-planície de inundação sofrem frequentemente alterações em suas condições ambientais e na forma e intensidade com que os ecossistemas se conectam de acordo com a fase do pulso de inundação (JUNK *et al.*, 1989). Nesse sentido, sazonalmente os fatores locais (condições ambientais) e regionais (conectividade entre os ecossistemas que pode afetar a dispersão de bactérias) são alterados nesses ambientes. Pouco se sabe sobre quais fatores podem influenciar a composição das comunidades bacterianas nos sistemas rio-planície de inundação. E, por esses ambientes sofrerem constantemente e de forma previsível alterações em suas condições, eles se tornam interessantes instrumentos para estudar o efeito de fatores locais e regionais sobre a composição da comunidades de bactérias planctônicas.

## 1.4. Hipóteses e Objetivos

### 1.4.1. Hipóteses

- ✓ O pulso de inundação e a posição dos lagos determinam a composição da comunidade bacteriana.
- ✓ Lagos mais próximos possuem a composição da comunidade bacteriana mais similares do que lagos mais distantes.
- ✓ Lagos cujo eixo principal é paralelo ao rio Trombetas possuem a composição da comunidade bacteriana mais similares entre si e entre o rio Trombetas do que lagos cujo eixo principal é perpendicular ao rio Trombetas.
- ✓ A composição da comunidade bacteriana é mais similar entre os lagos no período de águas altas do que no período de águas baixas do pulso de inundação.

### 1.4.2. Objetivos

- ✓ Avaliar a dinâmica temporal da composição da comunidade de bactérias planctônicas, nos lagos marginais ao rio Trombetas, sujeitos ao pulso de inundação.
- ✓ Avaliar quais as principais variáveis abióticas e/ou bióticas determinam a composição espacial das populações de bactérias planctônicas de um complexo de lagos amazônicos.
- ✓ Avaliar se a proximidade entre os lagos e seu posicionamento em relação ao rio influenciam a composição da comunidade de bactérias planctônicas.

## 2. *Área de Estudo*

O rio Trombetas é um tributário da margem esquerda do médio rio Amazonas com 750 Km de extensão que abrange três estados brasileiros: Amazonas, Roraima e Pará (IBAMA, 2001; IBAMA 2004). Sua nascente está localizada na cabeceira dos maciços da Guiana, na confluência dos rios Poana e Anamu e, seus afluentes são os rios Mapuera e Cachorro na margem direita e, o rio Cuminá ou Erepecu na margem esquerda (IBAMA, 2001; IBAMA 2004). Por percorrer regiões de sedimentos terciários da formação de barreiras, o rio Trombetas possui vários lagos marginais associados a ele, formados através da erosão e deposição de suas margens, e, em seu trajeto, apresenta áreas com águas cristalinas e uma série de cachoeiras e corredeiras (PANOSSO, 2000; IBAMA, 2001; IBAMA 2004).

Segundo a tipologia dos rios amazônicos, o Trombetas é classificado como um rio de águas claras, ácidas, ricas em sílica e pobres em íons e outros minerais, que transporta pouco material em suspensão (SIOLI, 1967; SIOLI, 1968; FURCH, 1972; JUNK, 1983). O clima da região é Equatorial Quente Úmido, classificado segundo Köppen como AW (IBAMA, 2001; IBAMA 2004). Os três meses mais secos do ano são agosto, setembro e outubro e a estação chuvosa vai de dezembro a maio (IBAMA, 2001; IBAMA 2004). A precipitação média anual da região fica em torno de 2000 mm, a umidade relativa do ar é superior a 80% e as temperaturas médias anuais variam entre 25 e 26°C (IBAMA, 2001; IBAMA 2004).

Para este estudo, foram selecionados 26 lagos que margeiam o rio Trombetas entre as coordenadas 1°12'51,23"S / 56°53'50,49"W e 1°47'25,33"S / 55°59'39,98"W (Figura 2.1). Todos os lagos pertencem a planície de inundação do rio Trombetas e possuem um canal que os conecta permanentemente a ele.



Tabela 2.1. Áreas dos lagos nas águas altas e nas águas baixas. Posicionamento dos lagos em relação ao eixo do rio e à margem.

<b>Lago</b>	<b>Área nas Águas Baixas (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área nas Águas Altas (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Posição em relação ao eixo do rio</b>	<b>Posição em relação à margem</b>
Abuí	17,39	28,98	Perpendicular	Direita
Farias	5,6	9,33	Perpendicular	Direita
Tapagem Grande	1,95	3,25	Paralelo	Direita
Tapagem Pequena	0,33	0,55	Perpendicular	Direita
Curuçá Mirim	2,94	4,9	Paralelo	Direita
Palhau	1,83	3,06	Paralelo	Direita
Moura	6,67	11,12	Paralelo	Direita
Batata	18,37	30,61	Paralelo	Direita
Acari	0,58	0,97	Paralelo	Direita
Carimum	3,71	6,18	Paralelo	Direita
Laguinho	0,21	0,35	Paralelo	Direita
Jibóia	9,89	16,49	Paralelo	Direita
Sapucúá	111,32	185,53	Perpendicular	Direita
Macaco	3,37	5,62	Perpendicular	Esquerda
Jacaré	5,29	8,82	Perpendicular	Esquerda
Mãe-Cuer	4,02	6,70	Paralelo	Esquerda
Juquiri Mirim	2,66	4,44	Perpendicular	Esquerda
Curuçá Grande	2,22	3,70	Perpendicular	Esquerda
Juquiri	7,54	12,56	Perpendicular	Esquerda
Erepecu	106,24	177,06	Perpendicular	Esquerda
Mateus	0,44	0,74	Perpendicular	Esquerda
Ajudante	3,52	5,86	Paralelo	Esquerda
Mussurá	3,92	6,54	Perpendicular	Esquerda
Flexal	2,68	4,47	Paralelo	Esquerda
Bacabal	1,67	2,78	Perpendicular	Esquerda
Aracum do Meio	4,31	7,19	Paralelo	Esquerda

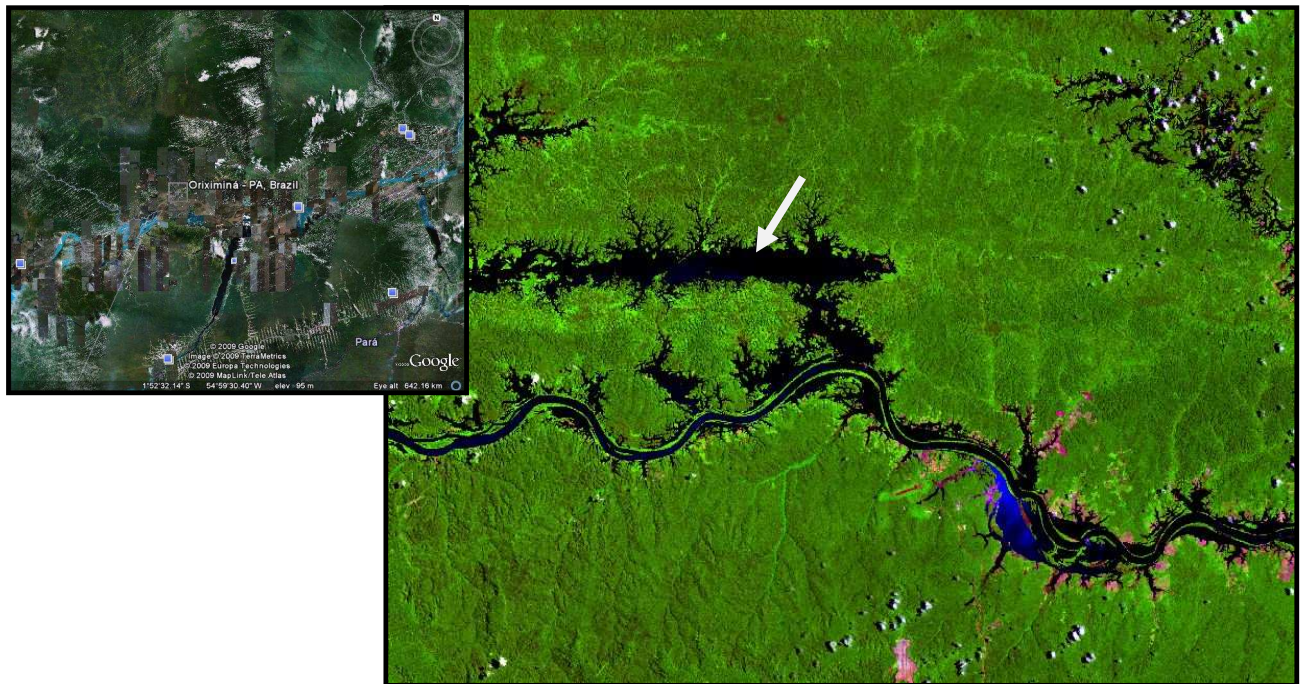


Figura 2.1. Mapa do estado do Pará, cidade de Orximiná, região próxima à área de estudo. Em destaque, a região amostral, com ênfase para o lago Erepecu devido ao seu tamanho. Imagem de satélite retirada do programa de imagens Google Earth v.5.0.

Na área de estudo são encontradas duas unidades de conservação: a Floresta Nacional Saracá-Taquera e a Reserva Biológica do Rio Trombetas. A Floresta Nacional Saracá-Taquera foi criada pelo decreto 98.704, de 27 de dezembro de 1989 e é uma unidade de conservação de uso direto. Possui oficialmente 429.600 ha e está localizada no Estado do Pará nos municípios de Orximiná, Faro e Terra Santa entre as coordenadas 1°20' e 1°55' S e 56°00' e 57°15' W. A Reserva Biológica do Rio Trombetas é uma unidade de conservação de proteção integral criada pelo decreto 84.018, de 21 de setembro de 1979, com uma área estimada de 385.000 ha, localizada no município de Orximiná – PA. Na primeira encontram-se os lagos Batata, Moura, Palhau, Tapagem Pequena, Tapagem Grande e Curuçá Mirim, na segunda encontram-se os lagos Mateus, Juquiri Mirim, Mãe-

Cuer, Jacaré, Macaco, Mussurá, Ajudante, Erepecu, Juquiri e Curuça Grande. Os lagos Flexal, Abuí, Farias, Bacabal, Aracuam do Meio, Jibóia, Laguinho, Carimum, Sapucú e Acari não pertencem a nenhuma das unidades.

### 3. *Métodos*

#### 3.1. Amostragem

Para realização desse trabalho, foram estabelecidos pontos nas regiões limnéticas dos lagos e três pontos no rio Trombetas, sendo um em região a montante do lago Macaco (ponto amostral Trombetas 1), outro em posição intermediária no curso do rio (ponto amostral Trombetas 2) e, por fim, um em região a jusante do Lago Sapucúá (ponto amostral Trombetas 3). Em cada lago, foi amostrado um ponto de coleta, com exceção dos lagos Batata e Mussurá que tiveram quatro pontos amostrais cada. Todas as coletas foram realizadas manualmente, a aproximadamente 30 cm de profundidade na coluna d'água, e as amostras de água foram mantidas em garrafas de polietileno e refrigeradas até a realização das análises posteriores.

As coletas foram realizadas em dois períodos extremos do pulso de inundação, sendo o período de águas baixas (dezembro de 2007) a fase de menor conectividade entre os lagos e, o período de águas altas (junho de 2008), o de maior conectividade.

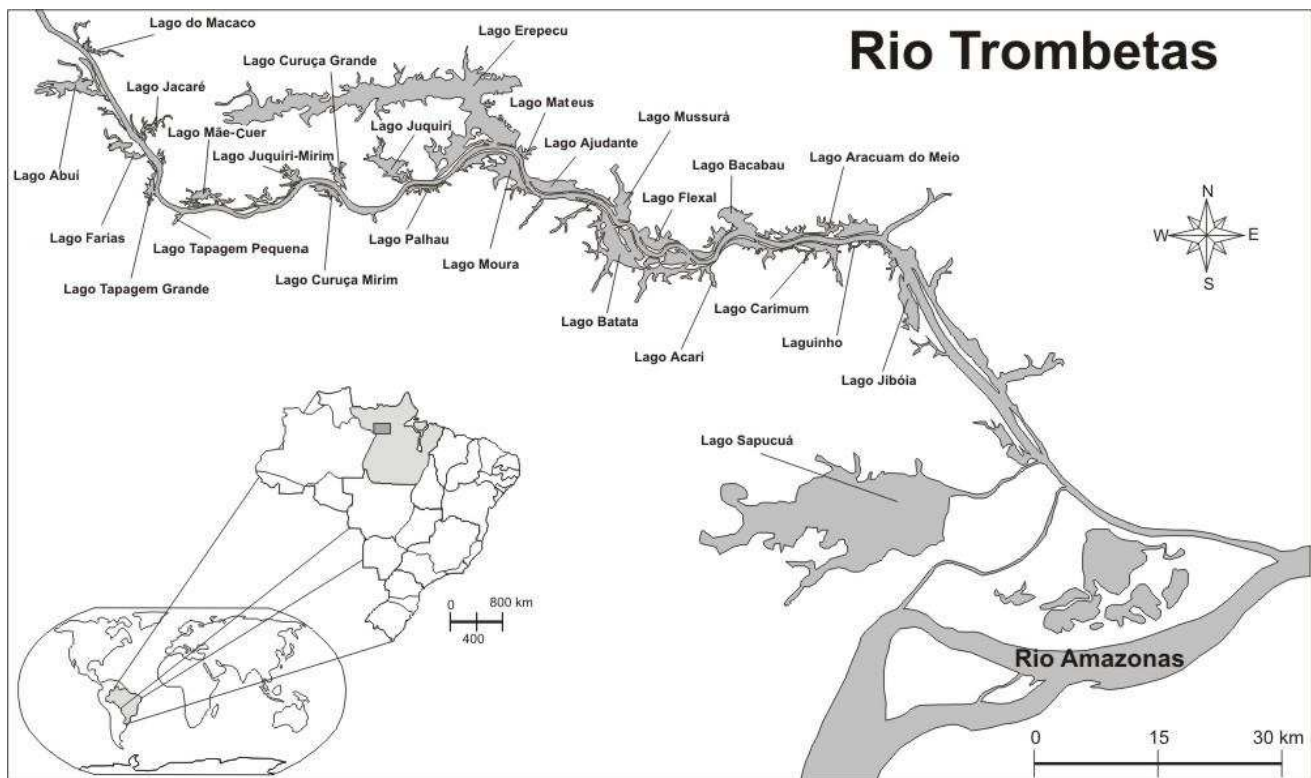


Figura 3.1. Bacia do Rio Trombetas, Pará, Brasil. Os lagos avaliados neste estudo encontram-se nomeados e os pontos de coleta apontados.

### 3.2. Variáveis Abióticas e Clorofila *a*

#### 3.2.1. Determinadas em Campo

Os lagos e o rio tiveram suas profundidades e transparência da coluna d'água determinados através da utilização de disco de Secchi. As concentrações de oxigênio dissolvido foram mensuradas através do oxímetro YSI®, modelo 550A. A temperatura da coluna d'água foi medida com um termistor digital Cole-Palmer®, modelo 8402-10.

#### 3.2.2. Determinadas em Laboratório

Medidas de pH foram realizadas com um potenciômetro digital Digimed®, modelo DMPH-P. A turbidez foi mensurada com fluorímetro/ turbidímetro Aquafluor®, que foi calibrado para turbidez com StabCal Standard 100 NTU.

Uma alíquota da água foi filtrada em membranas Whatman GF/C (com réplica), as quais foram congeladas para posterior determinação das concentrações de clorofila *a*. As concentrações de clorofila *a* foram quantificadas segundo o método proposto por NUSCH & PALME (1975), através da extração com etanol 90% aquecido, e leitura da absorbância em espectrofotômetro em 665 e 750 nm, antes e após acidificação com 2 gotas de HCL 2N.

Para mensuração do carbono orgânico dissolvido (COD), as amostras foram previamente filtradas em membrana Whatman GF/C (com réplica), e mantidas refrigeradas. As medidas de COD foram feitas em um Analisador de Carbono Shimadzu TOC- 5000®. No qual, o carbono orgânico total (COT) foi medido através de oxidações em altas temperaturas em um catalisador de platina e o carbono inorgânico dissolvido (CID), através da acidificação das formas inorgânicas de carbono a CO<sub>2</sub> em um sensor infravermelho. O COD foi estimado pela subtração de CID do COT.

Para determinação das demais variáveis, as amostras de água foram fixadas através do processo de acidificação no campo com 0,5 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) PA por litro de amostra. As mesmas foram posteriormente desacidificadas no laboratório através da normalização do pH, para determinação das concentrações de nutrientes totais.

As concentrações de fósforo total foram estimadas segundo o método do complexo azul de molibdênio, através de leitura em espectrofotômetro (MURPHEY & RILEY, 1962 *apud* GOLTERMAN *et al.*, 1978). Para esse método, persulfato de potássio foi adicionado nas alíquotas de água a serem avaliadas, que foram, em seguida, autoclavadas. A concentração de fósforo total foi determinada após a adição de reagente misto (molibdato de amônio, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e digestão em meio ácido com leitura da absorbância em espectrofotômetro a 882 nm.

As concentrações de nitrogênio total foram obtidas por uma análise de injeção em fluxo (FIA), no sistema operacional ASIA Ismatec®. Para tal, as amostras foram

previamente digeridas com persulfato em autoclave por 45 minutos. No aparelho, o nitrato é reduzido a nitrito em uma coluna de cádmio para posterior determinação das concentrações de nitrogênio através de uma digestão em meio básico.

### 3.3. Variáveis Bióticas – Composição da Comunidade Bacteriana

Para realização do DGGE, as amostras foram pré-filtradas no campo em rede de 25 µm. Posteriormente, 100 ml de amostra foram filtrados em membranas de nitrocelulose 47 mm de diâmetro e poro de 0,22 µm (com réplica) e congelados.

A extração das amostras foi feita de forma direta, utilizando metade do filtro de nitrocelulose congelado contendo as células bacterianas, com utilização do Kit de extração de DNA para solo (FastDNA Spin Kit for Soil) da BIO101 (Califórnia, EUA). Após a extração, o DNA foi amplificado através de uma reação em cadeia da polimerase (PCR) com os iniciadores específicos U968f – GC1 (grampo GC + 5' AAC GCG AAG AAC CTT AC 3'), que é homólogo à região 968-984 do gene rRNA 16S de *Escherichia coli*, e L1401r (5'GCG TGT GTA CAA GAC cg 3') que, por sua vez, é homólogo à região 1385-1401 do mesmo gene (NUBEL *et al.*, 1996). O PCR foi realizado utilizando uma solução mista de tampão da enzima *Taq*-polimerase MgCL<sub>2</sub> (Invitrogen®), dNTP (uma solução constituída das bases nitrogenadas guanina, citosina, timina e adenina), BSA (Sigma®), formamida (Sigma®), água mili-Q estéril e a enzima *Taq*-polimerase (Invitrogen®). Os ciclos do PCR foram constituídos de 1 ciclo de desnaturação das fitas de DNA por 3 min a 94° C, seguido por 35 ciclos de 1 min a 94° C, 1 min a 55° C e 1 min a 72° C, e finalizado por 10 min a 72° C para a extensão. A amplificação foi confirmada através de uma eletroforese em gel de agarose 1,2%, corada com brometo de etídeo e visualizada em um transiluminador de luz UV (Fisher Scientific®). A análise de DGGE foi realizada com equipamento “Dcode Universal Mutation Detectation System” (BIO-Rad, Richmond,

USA). O DNA amplificado, produto do PCR, foi aplicado em um gel desnaturante com gradiente de 50% a 65% de acrilamida, aonde ocorreu a eletroforese. Após a corrida, o gel foi corado com uma solução SYBR Green®, que cora apenas DNA e revelado e digitalizado em transiluminador de luz UV (Fisher Scientific®). As bandas nos géis foram identificadas pelo programa computacional BioNumeric, v6.0. Bandas diferentes foram consideradas estirpes bacterianas distintas e dessa forma, representativas da composição da comunidade bacteriana. Todos os géis continham amostras do Lago Batata, ponto 1, que apresenta 3 bandas que sempre aparecem em posições que cobrem todo o gradiente do DGGE. Essas bandas foram utilizadas como referência para comparação entre os géis (SAPP *et al.*, 2007). O padrão de bandas nos géis foi utilizado para constituir a matriz binária de presença e ausência utilizadas nas análises estatísticas posteriores.

#### 3.4. Tratamento Estatístico dos Resultados

Inicialmente, todos os dados tiveram sua normalidade testada através do teste de Shapiro-Wilk, no programa computacional GraphPad Prism Software 5.0. Os dados que não apresentaram distribuição normal foram então normalizados, centrados e reduzidos segundo o desvio padrão, sempre que necessário, no pacote estatístico PCord for Windows 5.0. Amostras que possuíam algum dado ausente foram excluídas das representações gráficas da variável em questão e das análises estatísticas posteriores.

##### 3.4.1. Variáveis Abióticas e Clorofila *a*

Um teste t pareado para cada variável abiótica e clorofila *a* foi realizado buscando identificar se existem diferenças significativas dessas variáveis entre os períodos hidrológicos analisados (águas altas e águas baixas). Essa análise foi realizada no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0, com grau de liberdade de 0,05.



Um teste t não pareado foi realizado para cada variável abiótica e clorofila *a* buscando observar se existem diferenças significativas entre os lagos de acordo com seu posicionamento em relação ao rio (paralelo e perpendicular). Essa análise foi realizada no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0, e os resultados foram considerados significativos quando  $p < 0,05$ .

Visando avaliar se havia algum padrão de agrupamento entre os lagos em relação às variáveis abióticas e clorofila *a*, foi realizada uma análise de agrupamento de cluster utilizando distância euclidiana e método de Wards. Pelo fato de o rio Trombetas apresentar regime lótico e a maioria dos lagos, regime lêntico, o que poderia causar grandes diferenças entre os sistemas, a análise de agrupamento de cluster foi realizada com e sem os pontos amostrais do rio Trombetas. A análise de cluster foi realizada no programa PCord for Windows 5.0.

Buscando relacionar os lagos e os períodos do pulso de inundação com as variáveis abióticas (temperatura, OD, pH, turbidez, NT, PT, COD e Secchi) e clorofila *a*, foi realizada uma análise dos componentes principais (ACP) para cada período e para ambos os períodos. Essa análise foi baseada em uma matriz de covariância, com 15999 aleatorizações, e com utilização do Rnd-Lambda para determinação dos eixos a serem utilizados. A variável profundidade foi retirada da análise para evitar uma tendência na formação de grupos diferenciados pela fase do pulso de inundação, já que a profundidade apresenta amplas variações entre os períodos. Na presença de variáveis altamente correlacionadas, uma delas foi retirada da análise, de acordo com a relevância para o estudo. A ACP foi realizada no programa PCord for Windows 5.0 e o gráfico no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0.

### 3.4.2. Composição da Comunidade Bacteriana

Visando observar se havia algum padrão de agrupamento entre os lagos em relação à composição da comunidade bacteriana, foi realizada uma análise de agrupamento de cluster utilizando a medida de distância de Jaccard e o método de Group Average (UPGMA) (RAMETTE, 2007). Novamente, a análise de agrupamento de cluster foi realizada com e sem os pontos amostrais do rio Trombetas. Essa análise foi realizada no programa PCord for Windows 5.0.

Para identificar a influência do período amostral e da posição dos lagos em relação ao rio sobre a composição da comunidade bacteriana, foi realizada uma two-way ANOVA onde a variável explanatória temporal foi o período amostral (águas altas ou águas baixas) e a variável explanatória espacial foi a posição dos lagos em relação ao rio (paralelo ou perpendicular). Índices de Jaccard par a par da composição da comunidade bacteriana entre lagos paralelos no período de águas altas, lagos paralelos no período de águas baixas, lagos perpendiculares no período de águas altas e lagos perpendiculares no período de águas baixas, foram utilizados como variáveis dependentes, formando quatro grupos de índices. Tal análise foi realizada no pacote estatístico R.

Para identificar padrões de similaridade entre os lagos em relação à composição da comunidade bacteriana foi feito um escalonamento multidimensional não métrico (tradução livre de Nonmetric MultiDimensional Scaling – MDS), para ambos os períodos e para cada período separadamente, com a matriz de presença e ausência obtida no DGGE. MDS é uma técnica de ordenação que representa as amostras como pontos em um gráfico de duas dimensões, onde as distâncias relativas entre os pontos são produzidas através de um ranqueamento das similaridades relativas das amostras. Para realização do teste foi utilizado o índice de Jaccard (VAN DER GUTCH *et al.*, 2005). O MDS foi realizado no

programa PCord 5.0 for Windows e o gráfico no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0.

Visando observar o efeito das variáveis abióticas sobre a composição da comunidade bacteriana foi realizada uma análise de correspondência canônica (ACC) no programa PCord 5.0 for Windows. A mesma foi produzida sobre uma matriz de covariância, com 15999 aleatorizações e foi utilizado um teste de MonteCarlo para verificar a significância dos dados. A matriz abiótica foi constituída pelas variáveis temperatura, OD, pH, turbidez, clorofila *a*, NT, PT, COD, profundidade e Secchi. As variáveis com alta correlação foram excluídas da análise. A ACC foi realizada no programa PCord for Windows 5.0 e o gráfico no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0.

Uma análise de redundância parcial (pRDA) foi realizada de modo a observar a influência do espaço e do ambiente sobre a composição da comunidade bacteriana. Para minimizar a autocorrelação espacial nessa análise foram utilizados filtros espaciais a partir dos dados geográficos das amostras, calculados no programa SAM, e utilizados como matriz espacial (RANGEL *et al.*, 2006). A matriz ambiental foi constituída pelas variáveis temperatura, OD, pH, turbidez, clorofila *a*, NT, PT, COD, profundidade e Secchi. As variáveis com alta correlação foram excluídas da análise. A pRDA foi realizada no programa R, e a significância das frações foi testada através do teste de permutações com 999 aleatorizações. O gráfico foi realizado no programa STATISTICA software STATSOFT, v.7.0.

#### 4. Resultados

##### 4.1. Descrição Geral e Efeito da Sazonalidade sobre as Variáveis Abióticas e Clorofila *a*

Os resultados resumidos das variáveis abióticas e clorofila *a* da presente pesquisa estão apresentados na Tabela 4.1 e Figura 4.1, de acordo com o período de coleta, águas baixas ou águas altas. Todas as variáveis analisadas apresentaram diferenças significativas entre os períodos amostrados (Tabela 4.2). Devido à sua relevância, os resultados das variáveis profundidade, clorofila *a*, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e carbono orgânico dissolvido (COD), também estão apresentados nas Figuras 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6 de acordo com o período de coleta, para cada lago e para o rio. Pontos amostrais com resultados ausentes em algum dos períodos analisados foram excluídos dos gráficos das variáveis correspondentes.

Tabela 4.1. Resultados resumidos das variáveis abióticas e clorofila *a* de acordo com o período de coleta: AB (águas baixas) e AA (águas altas). Legenda: Mín (mínimo), Máx (máximo), Desv. Pad. (desvio padrão), NTU (unidade nefolométrica de turbidez), NT (nitrogênio total), PT (fósforo total), COD (carbono orgânico dissolvido).

	Mín - Máx		Média ± Desv. Pad.	
	AB	AA	AB	AA
<b>Profundidade (m)</b>	1,5 – 5,0	6,7 – 31,0	2,3 ± 1,1	10,5 ± 4,8
<b>OD (%)</b>	57,4 – 120,0	48,1 – 102,0	81, 2 ± 11,5	74,8 ± 11, 4
<b>pH</b>	4,6 - 7,7	4,2 – 6,0	5,6 ± 0,6	5,4 ± 0,3
<b>Turbidez (NTU)</b>	0,0 - 31,8	0,5 – 8,0	1,9 ± 6,3	4,9 ± 1,5
<b>Clorofila <i>a</i> (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	0,0 - 41,1	0,7 - 15,3	11,7 ± 10,9	6,2 ± 3,6
<b>NT (µM)</b>	16,4 - 47,1	5,0 - 14,6	30,1 ± 9,3	9,8 ± 3,0
<b>PT (µM)</b>	0,4 - 2,7	0,0 - 0,6	0,9 ± 0,5	0,2 ± 0,2
<b>COD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	2,7 - 7,0	3,6 - 7,8	4,3 ± 1,0	4,8 ± 1,0
<b>Secchi (m)</b>	0,4 - 2,1	0,9 - 1,8	1,4 ± 2,1	0,9 ± 1,8
<b>Temperatura (°C)</b>	28,8 - 33,8	25,9 - 30,8	31,1 ± 1,2	28,8 ± 1,3

Tabela 4.2. Resultado do teste t das variáveis abióticas e clorofila *a* de acordo com o período de coleta (águas altas e águas baixas). Os resultados foram considerados significativos quando  $p < 0,05$ . Legenda: OD (Oxigênio Dissolvido), NT (Nitrogênio Total), PT (Fósforo Total), COD (Carbono Orgânico Dissolvido).

	<b>Profundidade</b>	<b>Temperatura</b>	<b>OD</b>	<b>pH</b>	<b>Turbidez</b>
<b>p</b>	0,00	0,00	0,04	0,04	0,04
	<b>Clorofila <i>a</i></b>	<b>NT</b>	<b>PT</b>	<b>COD</b>	<b>Secchi</b>
<b>p</b>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00

Conforme esperado, a profundidade apresentou amplas variações entre os períodos amostrais (Tabela 4.1, Figuras 4.1A e 4.2). Nas águas baixas, seus valores variaram entre 1,5 e 5 m, nos lagos Faria e Moura, respectivamente. Nas águas altas, a menor profundidade observada foi 4,7 m no lago Moura e a máxima, 31 m no ponto 2 do rio Trombetas. A amplitude média de variação da profundidade nos pontos amostrados no rio Trombetas entre os períodos foi de 19 m, enquanto nos lagos, foi de 7 m.

A saturação de oxigênio dissolvido dos lagos apresentou pouca variação entre os períodos amostrados (Tabela 4.1, Figura 4.1B). Durante as águas baixas, ela variou entre 57,4 e 120%, no lago Macaco e rio Trombetas 3, respectivamente. Enquanto nas águas altas, sua variação foi de 48,1 a 102%, nos lagos Tapagem Grande e Juquiri, respectivamente.

O pH dos lagos estudados variou entre levemente ácido e levemente básico nos períodos de coleta (Tabela 4.1, Figura 4.1C). O menor valor de pH nas águas baixas foi 4,6 no Lago Farias e o maior, 7,7 no lago Sapucaá. Já nas águas altas, o pH variou entre 4,24 no lago Macaco e 5,9 no lago Mussurá.

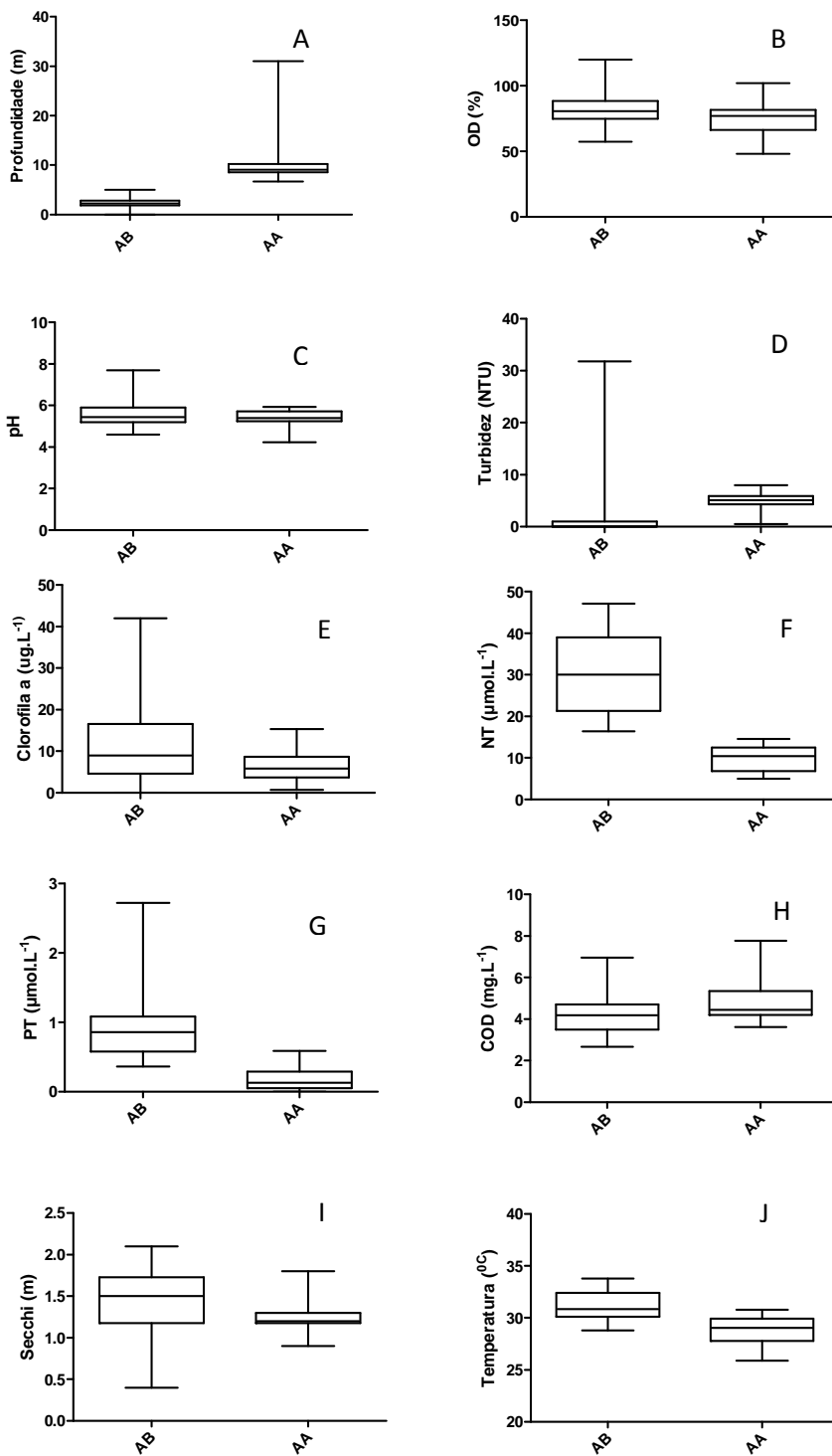


Figura 4.1. Média e desvio padrão das variáveis abióticas e clorofila *a*, de acordo com o período: AB (águas baixas) e AA (águas altas). Legenda: OD (oxigênio dissolvido), NT (nitrogênio total), PT (fósforo total), COD (carbono orgânico dissolvido).

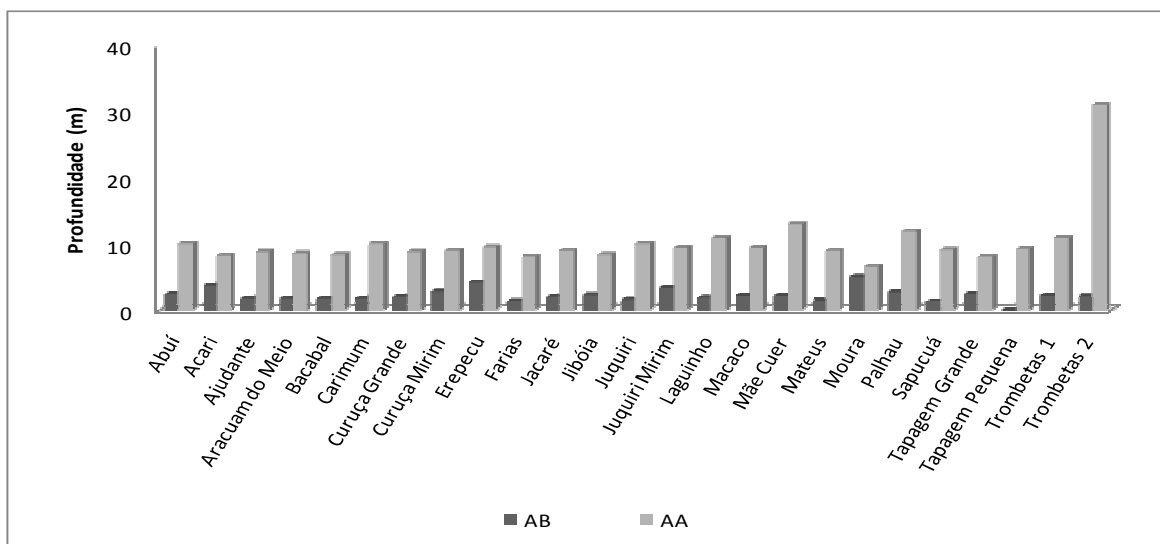


Figura 4.2. Profundidade (metros) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.

No período de águas baixas, a turbidez nos lagos estudados variou de não detectável em alguns lagos à 31,8 NTU no lago Sapucua (Tabela 4.1, Figura 4.1D). Nas águas altas, os valores de turbidez variaram entre 0,48 NTU no lago Erepecu e 7,96 NTU no lago Batata 4.

As concentrações de clorofila *a* apresentaram grande variação entre os períodos estudados, com valores mais altos observados principalmente nas águas baixas (Tabela 4.1, Figuras 4.1E e 4.3). Nas águas baixas, as concentrações de clorofila *a* variaram de não detectável a 41,96  $\mu\text{g.L}^{-1}$  no rio Trombetas 2 e no lago Jacaré, respectivamente. Nas águas altas, as concentrações variaram de 0,71 à 15,3  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , no lago Batata pontos 4 e 3 respectivamente.

As concentrações de nitrogênio total variaram entre os períodos de coleta, com valores mais altos observados durante as águas baixas para todos os pontos amostrais (Tabela 4.1, Figuras 4.1F e 4.4). As maiores concentrações obtidas foram de 47,14  $\mu\text{M}$  no lago Farias, nas águas baixas, e 14,6  $\mu\text{M}$  no lago Ajudante nas águas altas. Os menores

valores observados foram de 16,43  $\mu\text{M}$  no rio Trombetas ponto 3 nas águas baixas e 5  $\mu\text{M}$  no lago Bacabal nas águas altas.

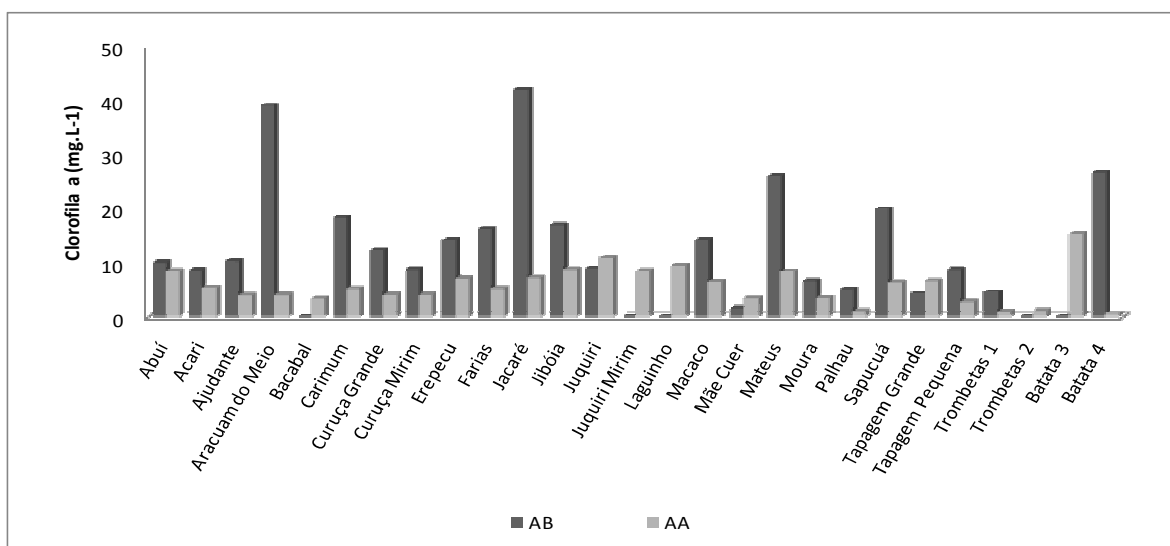


Figura 4.3. Concentrações de clorofila  $a$  ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.

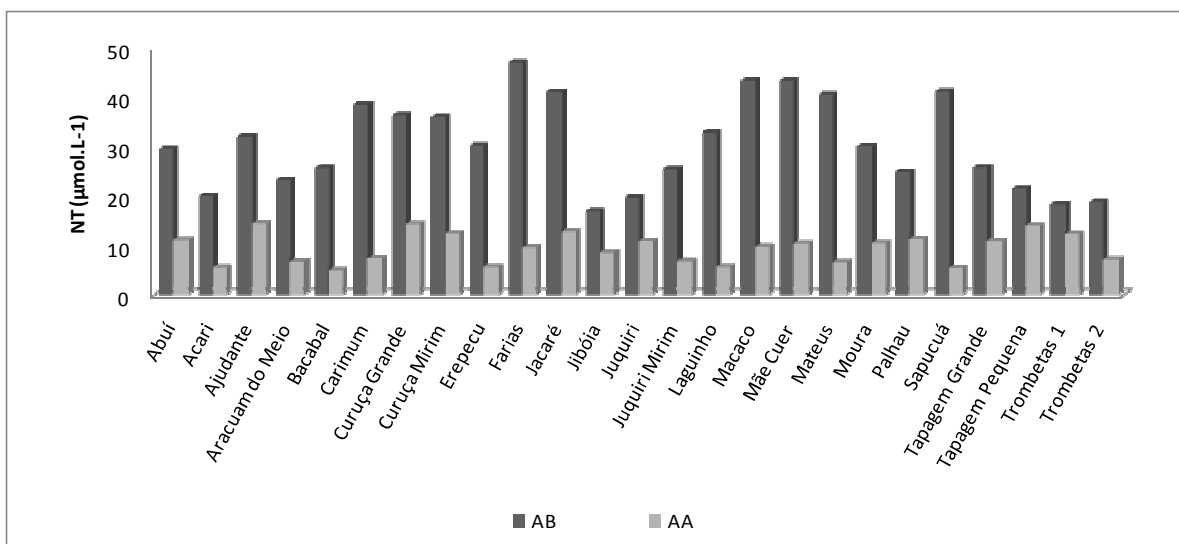


Figura 4.4. Concentrações de nitrogênio total ( $\mu\text{M}$ ) (NT) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.



As concentrações de fósforo total também apresentaram variação entre os períodos estudados, com maiores valores observados na estiagem em todos os ecossistemas avaliados (Tabela 4.1, Figuras 4.1G e 4.5). Nas águas baixas, as concentrações variaram entre 0,36 e 2,72  $\mu\text{M}$ , nos lagos Acari e Sapucuá, respectivamente. Já, nas águas altas, valores não detectáveis foram observados nos lagos Abuí, Flexal, Jibóia, Laguinho, Palhau e Sapucuá, e a maior concentração mensurada foi de 0,59  $\mu\text{M}$ , no rio Trombetas 3.

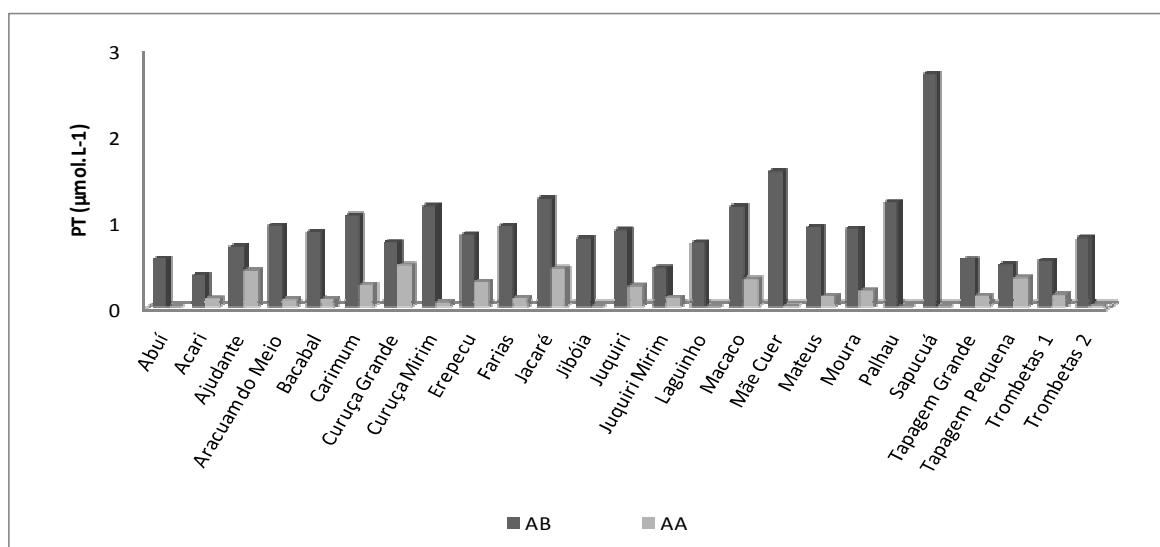


Figura 4.5. Concentrações de fósforo total ( $\mu\text{M}$ ) (PT) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.

Comparativamente, durante as águas altas, as concentrações de PT e NT dos lagos ficaram mais próximas aos valores observados no rio, do que durante as águas baixas, quando as concentrações de NT e PT dos lagos foram mais distintas aos valores mensurados nos pontos amostrais do rio Trombetas (Figuras 4.4 e 4.5).

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) apresentaram pouca variação entre os períodos de coleta (Tabela 4.1, Figuras 4.1H e 4.6). Nas águas baixas, as concentrações observadas variaram entre 2,66 e 6,96  $\text{mg.L}^{-1}$ , no rio Trombetas e lago Farias, respectivamente. Já nas águas altas, as concentrações de COD ficaram entre 3,61 e 7,77  $\text{mg.L}^{-1}$ , rio Trombetas 2 e lago Flexal, respectivamente.

A transparência da água apresentou pouca variação entre as fases hidrológicas amostradas (Tabela 4.1, Figura 4.1I). Nas águas baixas, o valor de Secchi variou de 0,4 a 2,1 m, no rio Trombetas 2 e lago Moura, respectivamente. Já nas águas altas, variou de 0,9 m, no rio Trombetas 1 a 1,8 m, no lago Flexal.

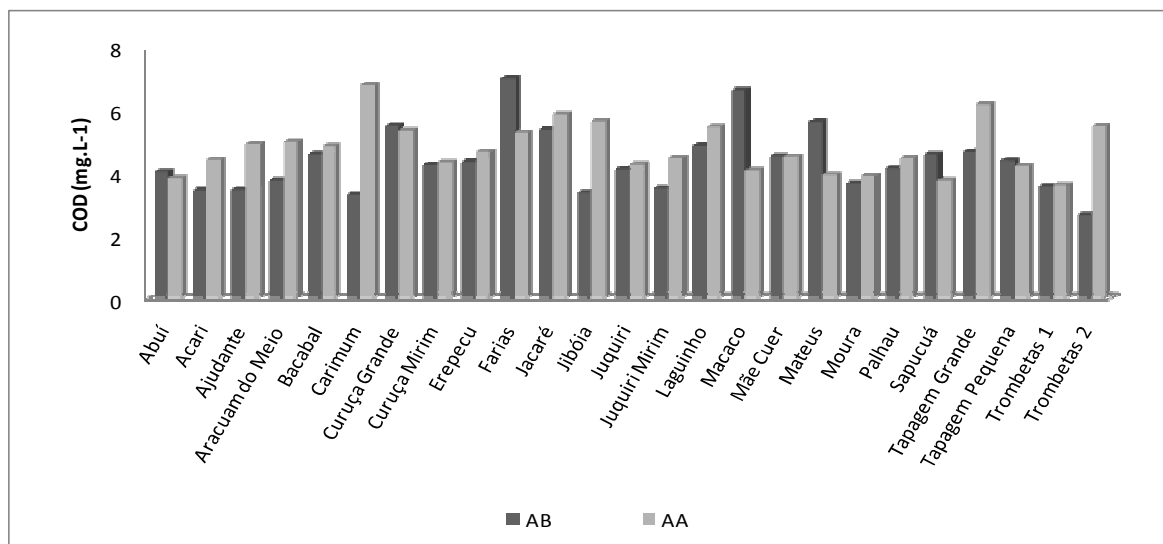


Figura 4.6. Concentrações de carbono orgânico dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>) (COD) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.

A temperatura da água variou entre os períodos estudados, com valores mais altos observados nas águas baixas (Tabela 4.1, Figura 4.1J), quando as temperaturas variaram de 28,8 a 33,8°C, nos lagos Sapucuá e Laguinho, respectivamente. Nas águas altas, as temperaturas foram de 25,9 a 30,8°C no rio Trombetas 1 e lago Juquiri, respectivamente.

Não houve diferenças significativas entre as variáveis abióticas e clorofila *a* dos lagos de acordo com o posicionamento de seu eixo central em relação ao rio, como evidenciado pelo teste t apresentado na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Resultado do teste t das variáveis abióticas e clorofila *a* de acordo com o posicionamento do lago em relação ao rio (paralelo e perpendicular). Os resultados foram considerados significativos quando  $p < 0,05$ . Legenda: OD (Oxigênio Dissolvido), NT (Nitrogênio Total), PT (Fósforo Total), COD (Carbono Orgânico Dissolvido).

	<b>Profundidade</b>	<b>Temperatura</b>	<b>OD</b>	<b>pH</b>	<b>Turbidez</b>
<b>p</b>	0,55	0,97	0,27	0,64	0,86
	<b>Clorofila <i>a</i></b>	<b>NT</b>	<b>PT</b>	<b>COD</b>	<b>Secchi</b>
<b>p</b>	0,65	0,90	0,70	0,76	0,24

Os resultados das análises de agrupamento de cluster para os lagos contendo variáveis abióticas (temperatura, OD, pH, turbidez, NT, PT, COD, Secchi) e clorofila *a* encontram-se apresentados nas Figuras 4.7 e 4.8, com os pontos amostrais do rio Trombetas e sem os mesmos, respectivamente. Os grupos formados em ambos os agrupamentos foram bastante similares e separaram as amostras de acordo com o período hidrológico (AA: águas altas, AB: águas baixas). Parte dos grupos visualizados parecem ser formados por lagos próximos entre si, principalmente, durante o período de águas altas. Os grandes grupos formados dentro de cada período, na presença e na ausência do rio, não parecem ser explicados pelo posicionamento dos lagos em relação ao rio (paralelo X perpendicular).

Os resultados da análise dos componentes principais (ACP) encontram-se apresentados na Tabela 4.4 e 4.5 e Figuras 4.9 e 4.10. A ACP foi formada por uma matriz com 9 variáveis ambientais e os lagos. Temperatura, OD, turbidez, NT e PT estiveram mais correlacionados com o eixo 1, enquanto pH, clorofila *a*, COD e Secchi estiveram mais correlacionados com o eixo 2. A ACP evidenciou a separação dos lagos entre os períodos, sendo as águas altas mais correlacionadas com as variáveis OD, Clorofila *a*, PT, NT e temperatura (que diminuem nessa fase), e as águas baixas, com a variável turbidez (que aumenta nesse período). O grupo formado pelas amostras coletadas nas águas altas se

apresenta em uma faixa mais estreita do que o das águas baixas, o que indica uma maior similaridade entre os primeiros pontos do que entre os últimos. Não foi possível observar influência da distância e do posicionamento dos lagos em relação ao rio nos grupos observados.

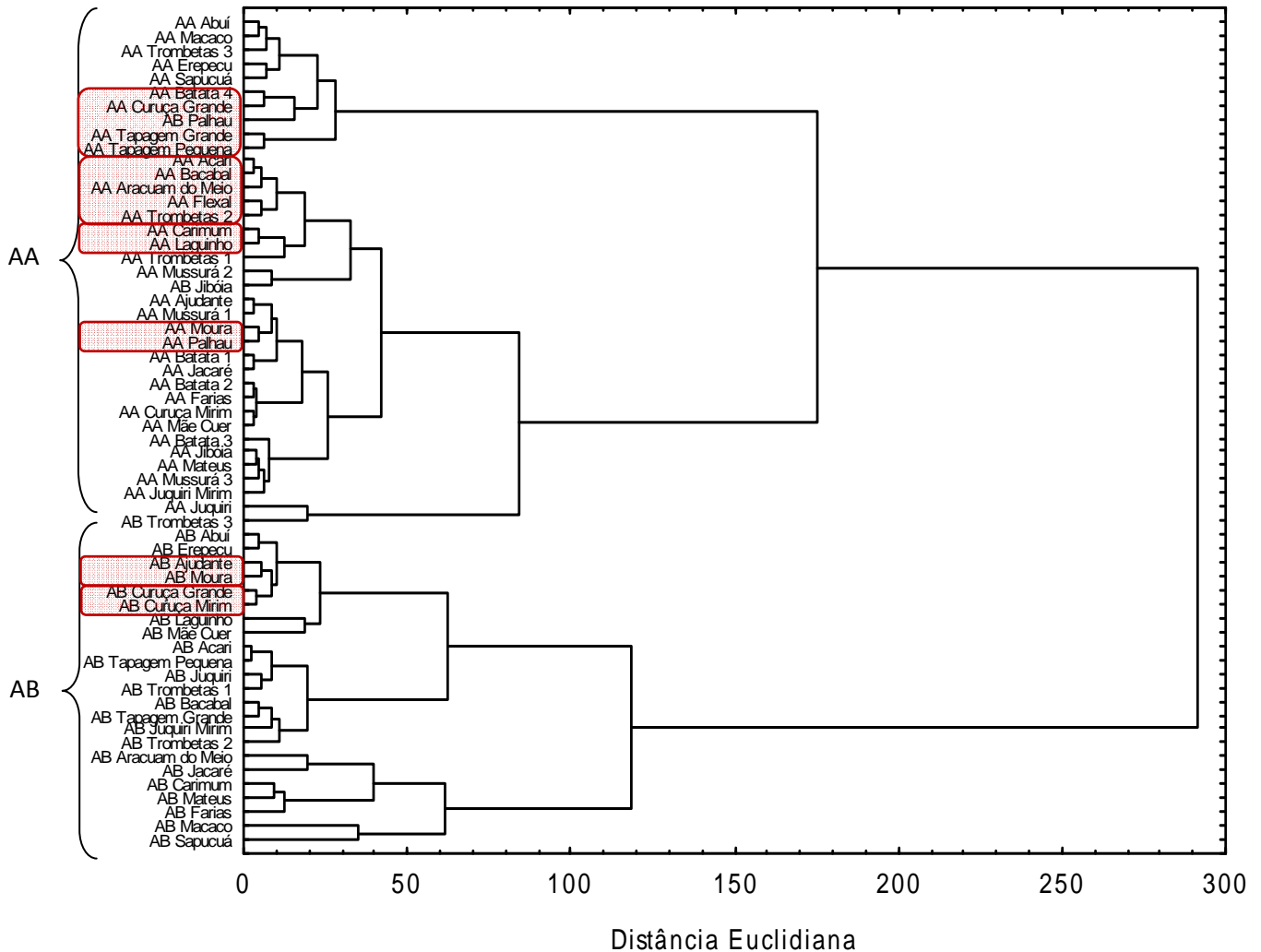


Figura 4.7. Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos e do rio Trombetas contendo as variáveis abióticas (temperatura, OD, pH, turbidez, NT, PT, COD, Secchi) e clorofila *a*. Legenda: AA: águas altas; AB: águas baixas. Em destaque, grupamentos formados por lagos próximos entre si.

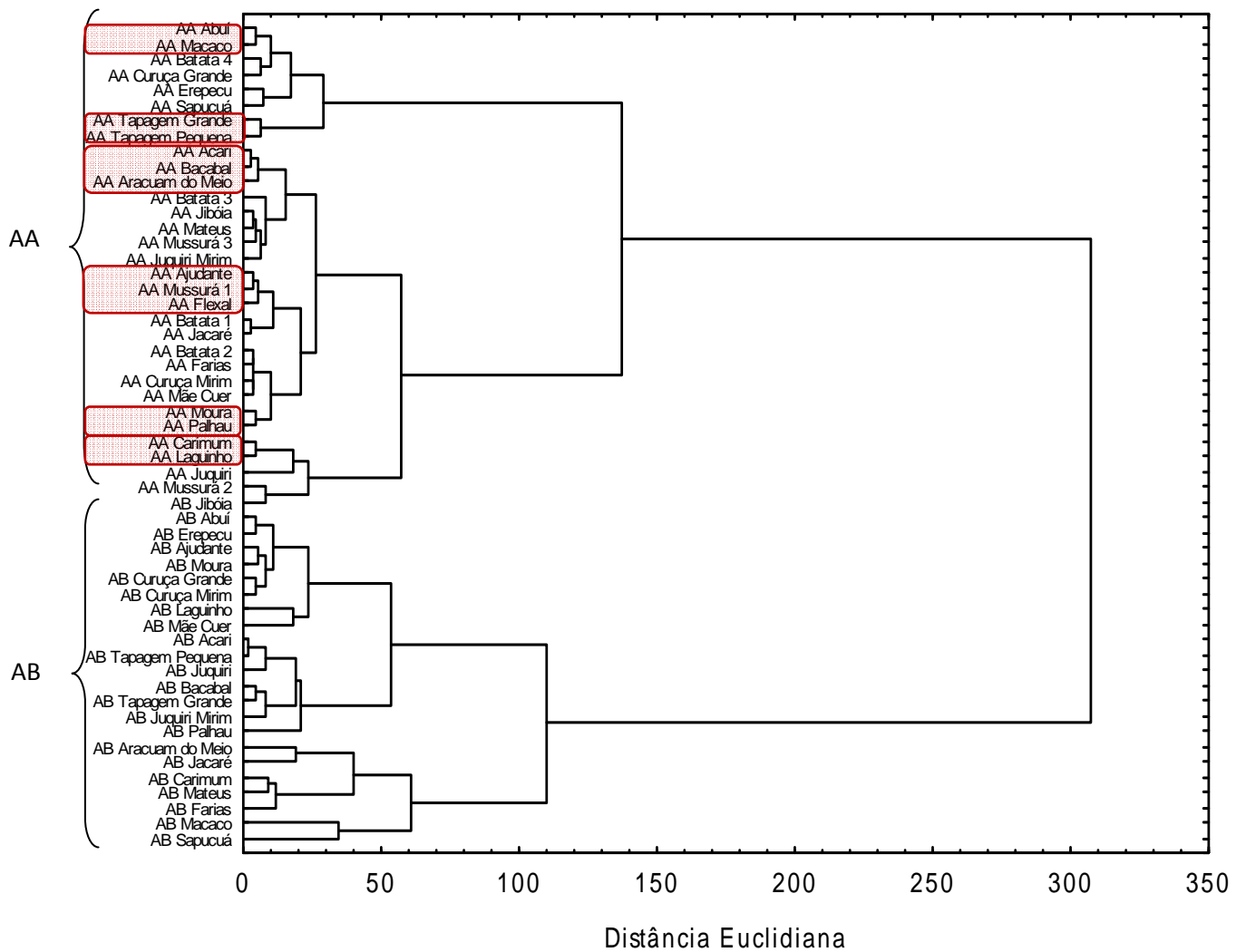


Figura 4.8. Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos sem o rio Trombetas contendo as variáveis abióticas (temperatura, OD, pH, turbidez, NT, PT, COD, Secchi) e clorofila *a*. Legenda: AA: águas altas; AB: águas baixas. Em destaque, grupamentos formados por lagos próximos entre si.

Tabela 4.4. Significância dos eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) dos lagos nas águas altas e águas baixas.

	Eixo 1	Eixo 2
Significância da análise	p<0,00001	p<0,01
Autovalores	3,531	1,618
Percentual da variação explicada	39,20%	18%
Percentual total da variação explicada	57,20%	

Tabela 4.5. Resultado sumarizado da ACP com as variáveis limnológicas.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura	0,44	-0,14
OD	0,18	-0,3
pH	-0,0027	-0,56
Turbidez	-0,45	-0,22
Clorofila <i>a</i>	0,26	-0,38
NT	0,49	-0,08
PT	0,46	-0,05
COD	-0,045	0,19
Secchi	0,19	0,57

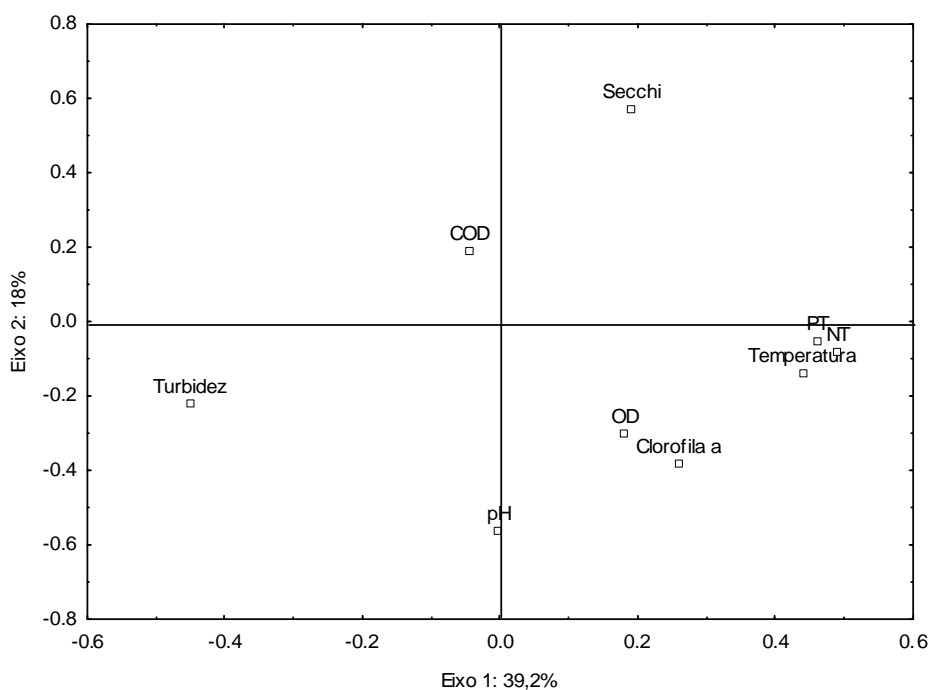


Figura 4.9. Ordenação da análise dos componentes principais das variáveis limnológicas. Legenda: COD (carbono orgânico dissolvido), PT (fósforo total), NT (nitrogênio total), OD (oxigênio dissolvido).

### Análise dos Componentes Principais

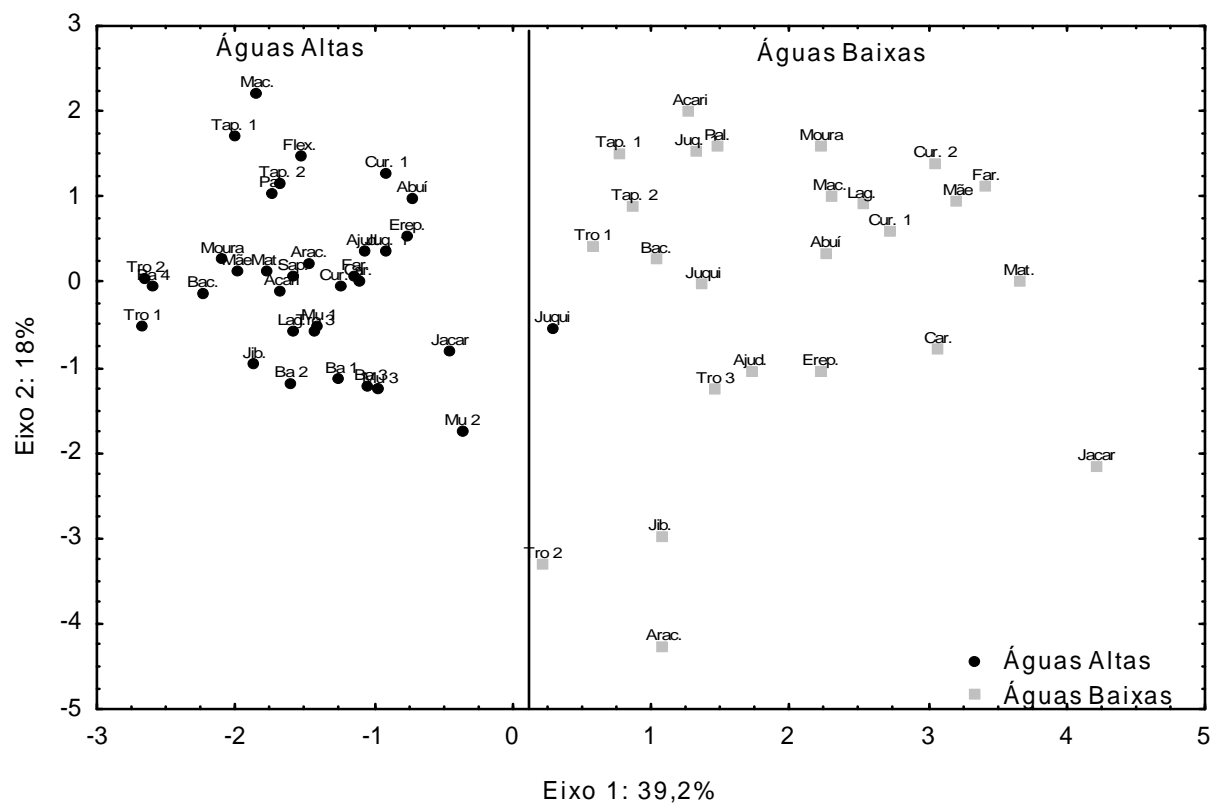


Figura 4.10. Ordenação da análise dos componentes principais dos lagos nos diferentes períodos. Legenda: Ajud: Ajudante; Arac: Aracuam do Meio; Bac: Bacabal; Ba 1: Batata 1; Ba 2: Batata 2; Ba 3: Batata 3; Ba 4: Batata 4; Car: Carimum; Cur 1: Curuça Grande; Cur 2: Curuça Mirim; Erep: Erepecu; Far: Farias; Flex: Flexal; Jacar: Jacaré; Jib: Jibóia; Juqui: Juquiri; Juq 1: Juquiri Mirim; Lag: Laguinho; Mac: Macaco; Mãe: Mãe Cuer; Mat: Mateus; Mu 1: Mussurá 1; Mu 2: Mussurá 2; Mu 3: Mussurá 3; Pal: Palhau; Sap: Sapucuá; Tap 1: Tapagem Grande; Tap 2: Tapagem Pequena; Tro 1: Trombetas 1; Tro 2: Trombetas 2; Tro 3: Trombetas 3. Separados na figura, encontram-se os pontos amostrais das águas altas e das águas baixas.

#### 4.2. A Composição da Comunidade de Bactérias Planctônicas e o Pulso de Inundação

A planilha de presença e ausência do DGGE revelou 75 diferentes UTOs, com 10 bandas observadas somente nas águas altas. Dessa forma, a diversidade regional ( $\gamma$ ) total de estirpes bacterianas na região foi de 75 UTOs, sendo 75 nas águas altas e 65 nas águas baixas. Os lagos apresentaram diversidade local ( $\alpha$ ) de 4 a 39 UTOs, sendo de 4 a 30 UTOs nas águas baixas e 12 a 39 UTOs nas águas altas. Cada UTO foi observada em de 2 a 53 lagos, não existindo bandas indígenas (que só aparece em uma amostra) ou universais (que aparece em todas as amostras). O lago que apresentou o maior número de estirpes bacterianas nas águas altas foi o lago Batata 2 (39 UTOs) e nas águas baixas, o lago Mussurá (30 UTOs) (Figura 4.11). O menor número de UTOs observadas nas águas altas foi no lago Mussurá 1 (12 UTO) e nas águas baixas, foi no Lago Carimum (4 UTOs) (Figura 4.11).

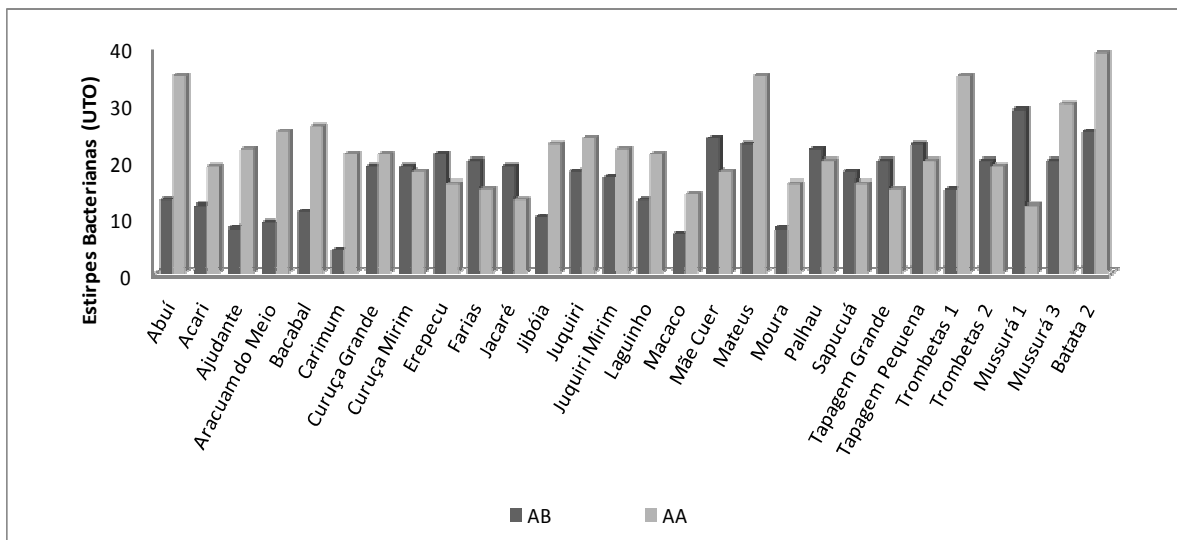


Figura 4.11. Número de estirpes bacteriana (unidade taxonômica operacional - UTO) dos lagos amostrados e do rio Trombetas de acordo com o período de coleta.

Os resultados da análise de agrupamento para os lagos contendo as UTOs obtidas no DGGE estão apresentados nas Figuras 4.12 e 4.13 com os pontos amostrais do rio Trombetas e sem os mesmos, respectivamente. Nos grupamentos formados não houve



separação clara de acordo com o período amostral (AA: águas altas; AB: águas baixas). A proximidade entre os lagos e seu posicionamento também parece não explicar o grupos formados entre as amostras.

Os resultados da two-way ANOVA encontram-se apresentados na tabela 4.6 e figura 4.14. Nem tempo, nem espaço foram significativos para explicar a composição da comunidade de bactéria planctônicas individualmente. Todavia, a relação espaço-tempo foi altamente significativa para explicar a composição da comunidade avaliada.

Os resultados do MDS realizado com as UTOs obtidas no DGGE estão apresentados nas Figuras 4.15, 4.16 e 4.17, para ambos os períodos, águas altas e águas baixas, respectivamente. O MDS realizado para ambos os períodos mostra a formação de um grupo central com os lagos amostrados na parte superior e média do rio nas águas. Os lagos da parte inferior do rio amostrados na águas baixas e os pontos amostrais das águas altas no geral formaram um grupo mais aberto na parte externa do gráfico. O resultado do MDS somente para as águas altas não parece evidenciar nenhum padrão de agrupamento de acordo com o posicionamento dos lagos em relação ao rio. Todavia, os lagos parecem se agrupar de acordo com a proximidade entre si como destacado na Figura 4.16. O resultado do MDS realizado com as amostras coletadas nas águas baixas também parece não evidenciar nenhum agrupamento devido ao posicionamento dos lagos em relação ao rio (Figura 4.17). Todavia, os lagos da parte intermediária do rio formaram um grupo destacado na Figura 4.17, e os lagos da parte inferior do rio ficaram mais dispersos.

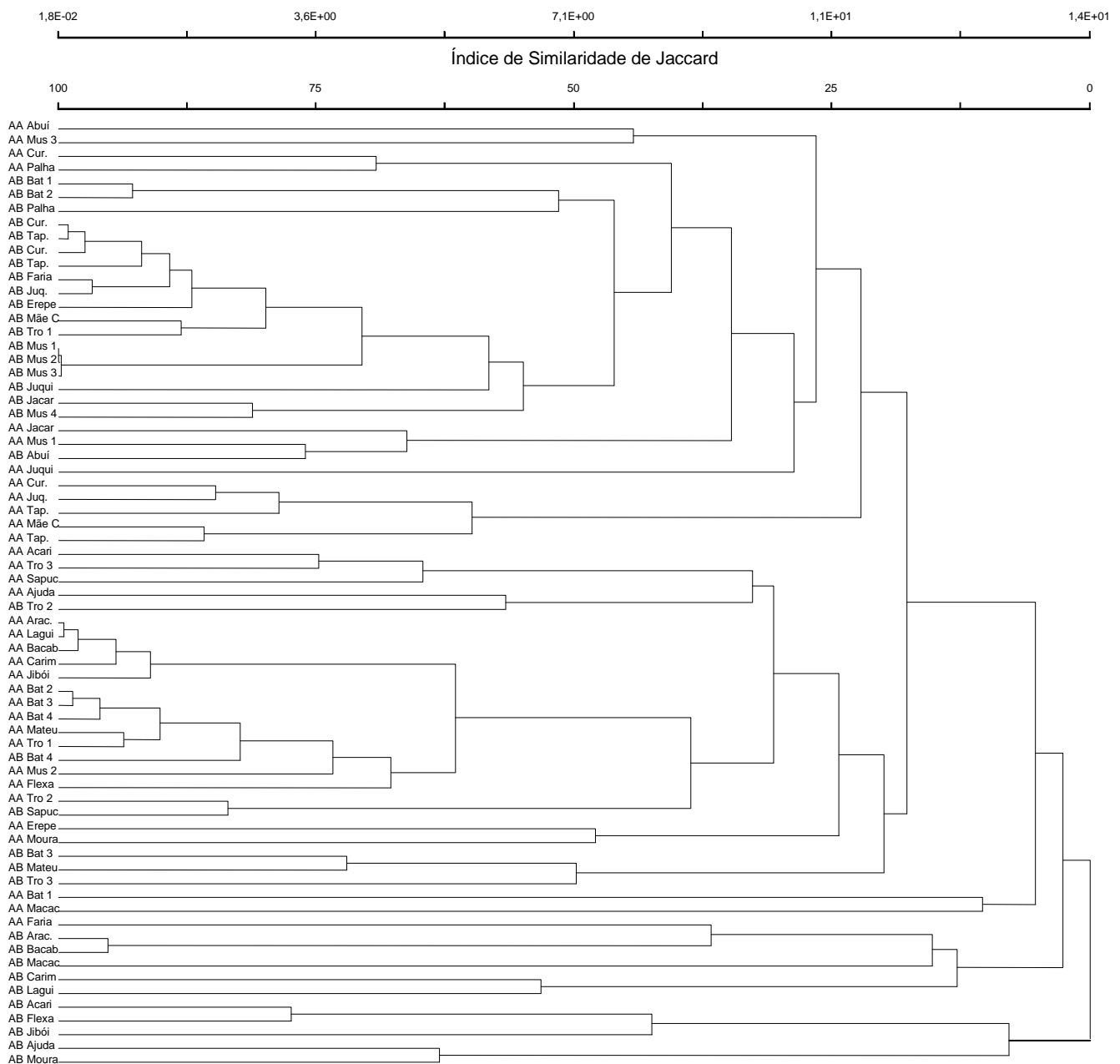


Figura 4.12. Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos e do rio Trombetas contendo as Unidades Taxonômicas Operacionais obtidas no DGGE. Legenda: AA (águas altas); AB (águas baixas); Mus 1 (Mussurá 1), Mus 2 (Mussurá 2), Mus 3 (Mussurá 3), Car (Carimum); Palha (Palhau); Bat 1 (Batata 1); Bat 2 (Batata 2); Cur (Curuça Grande); Faria (Farias); Juq. (Juquiri Mirim); Erepe (Erepecu); Mãe C (Mãe Cuer); Tro 1 (Trombetas 1); Tro 2 (Trombetas 2); Tro 3 (Trombetas 3); Jacar (Jacaré); Sapuc (Sapucuá); Ajuda (Ajudante); Arac (Aracuam do Meio); lagui (Laguinho); Bacab (Bacabal); Carim (Carimum); Jibói (Jibóia); Mateu (Mateus); Macac (Macaco); Faria (Farias).

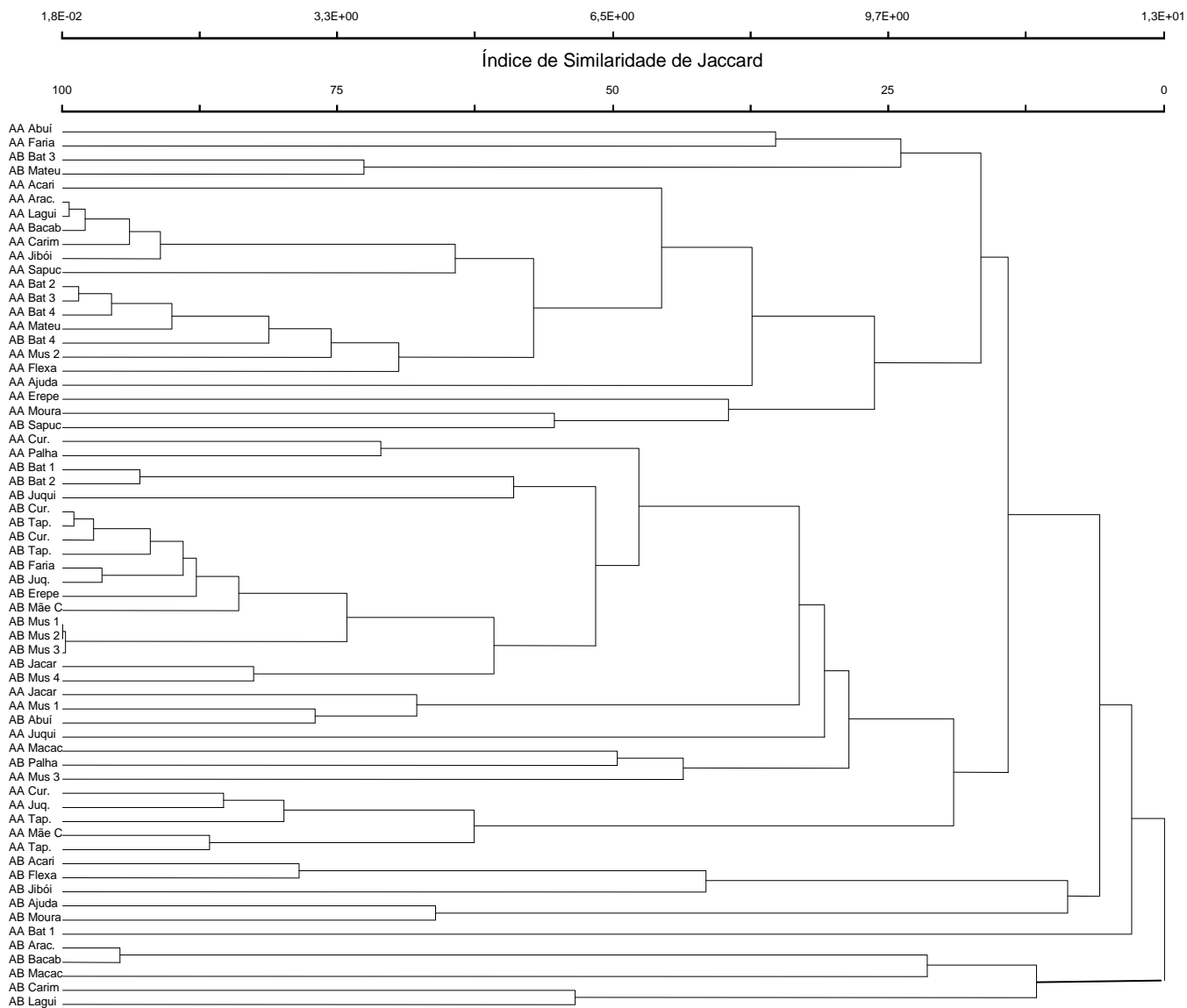


Figura 4.13. Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos e do rio Trombetas contendo as Unidades Taxonômicas Operacionais obtidas no DGGE. Legenda: AA (águas altas); AB (águas baixas); Mus 1 (Mussurá 1), Mus 2 (Mussurá 2), Mus 3 (Mussurá 3), Car (Carimum); Palha (Palhau); Bat 1 (Batata 1); Bat 2 (Batata 2); Cur (Curuça Grande); Faria (Farias); Juq. (Juquiri Mirim); Erepe (Erepecu); Mãe C (Mãe Cuer); Tro 1 (Trombetas 1); Tro 2 (Trombetas 2); Tro 3 (Trombetas 3); Jacar (Jacaré); Sapuc (Sapucuá); Ajuda (Ajudante); Arac (Aracuam do Meio); lagui (Laguinho); Bacab (Bacabal); Carim (Carimum); Jibói (Jibóia); Mateu (Mateus); Macac (Macaco); Faria (Farias).

Tabela 4.6. Resultado da two-way ANOVA contendo o índice de Jaccard par a par para lagos paralelos nas águas altas, lagos paralelos nas águas baixas, lagos perpendiculares nas águas altas, lagos perpendiculares nas águas baixas como variáveis dependentes e tempo (águas altas ou águas baixas) e espaço (paralelo ou perpendicular) como variáveis independentes. Legenda: g.l. graus de liberdade; Sq: soma dos quadrados;

	g.l.	Sq	Sq média	F	Pr (>F)
Espaço	1	0,010	0,010	0,812	0,369
Tempo	1	0,004	0,004	0,297	0,586
Espaço + Tempo	1	0,332	0,332	25,313	1,023e-06
Resíduos	216	2,834	0,013		

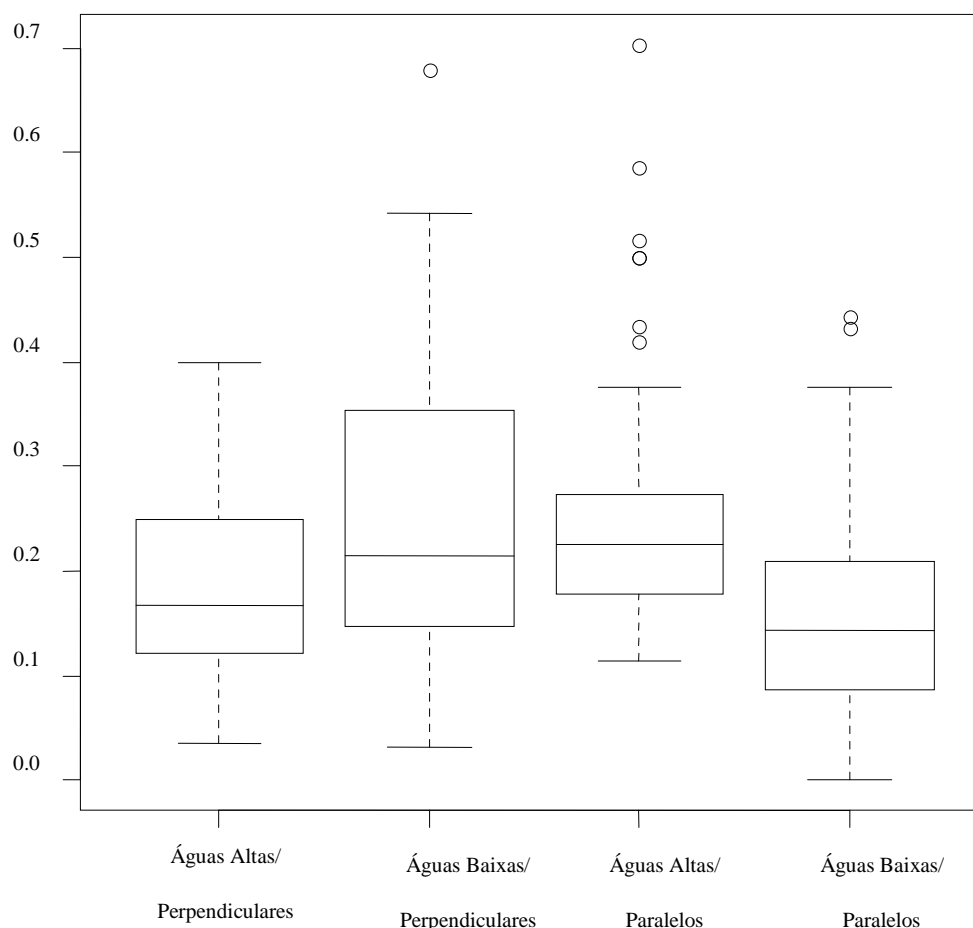


Figura 4.14. Resultado da two-way ANOVA contendo o índice de Jaccard par a par para lagos paralelos na águas altas, lagos paralelos nas águas baixas, lagos perpendiculares nas águas altas, lagos perpendiculares nas águas baixas como variáveis dependentes e tempo (águas altas ou águas baixas) e espaço (paralelo ou perpendicular) como variáveis independentes. As médias, desvios padrões e outliers estão apresentados na figura.

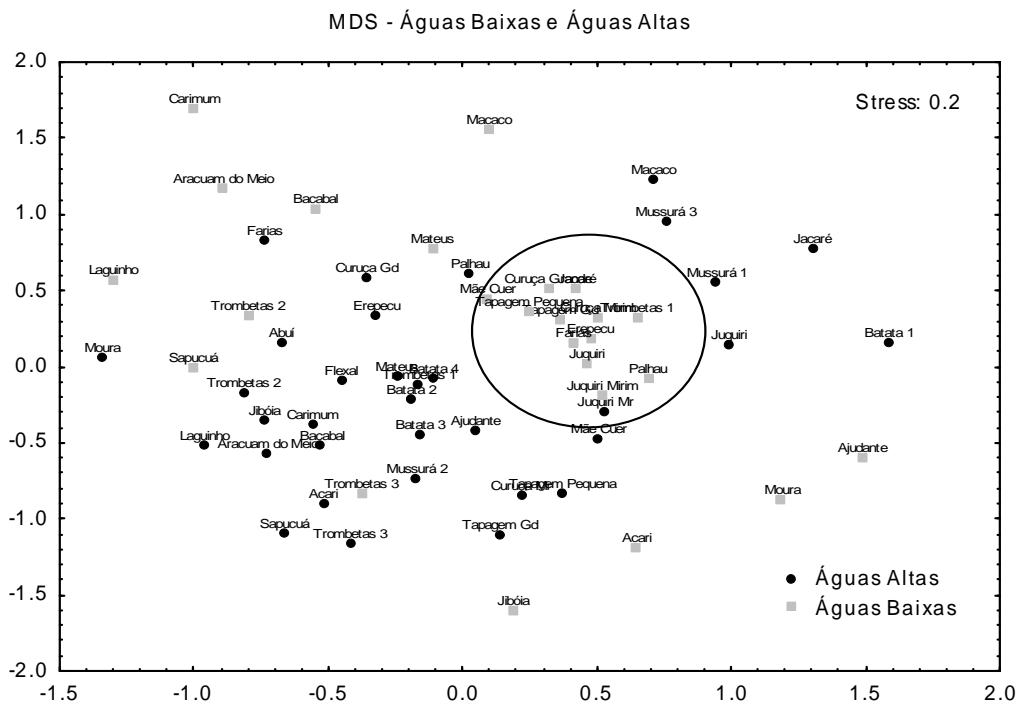


Figura 4.15. Gráfico da análise de MDS dos lagos e do rio Trombetas contendo as Unidades Taxonômicas Operacionais obtidas no DGGE para ambos os períodos amostrados. Os lagos da parte superior e média do rio, amostrados nas águas baixas encontram-se destacados na parte central do gráfico.

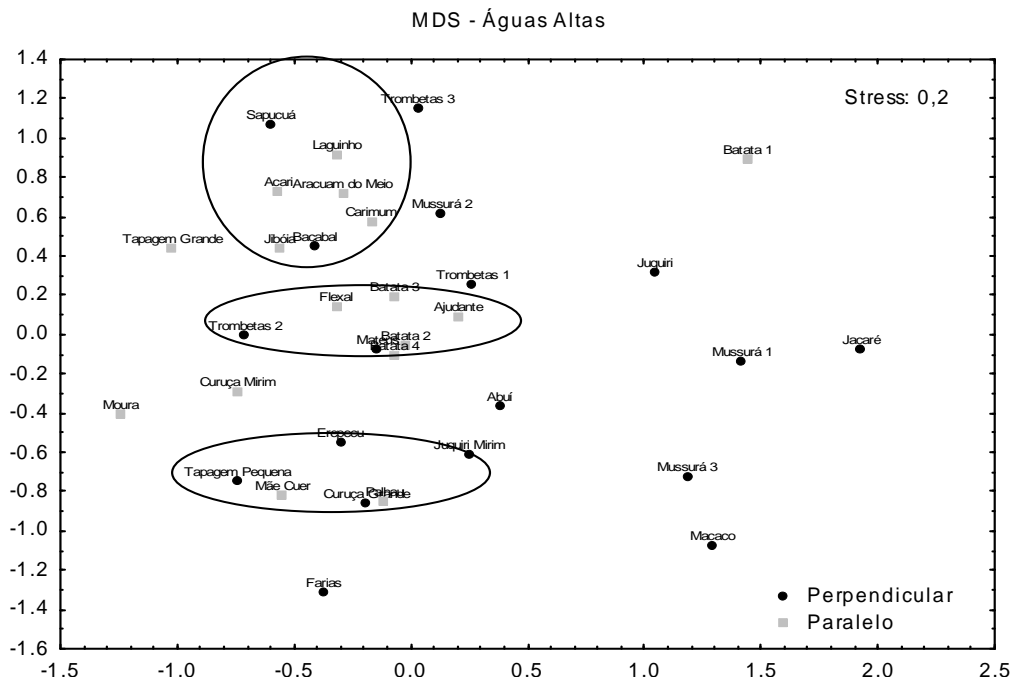


Figura 4.16. Gráfico da análise de MDS dos lagos e do rio Trombetas contendo as Unidades Taxonômicas Operacionais obtidas no DGGE nas águas altas. Encontram-se destacados no gráfico os lagos que se agruparam de acordo com a proximidade entre si.

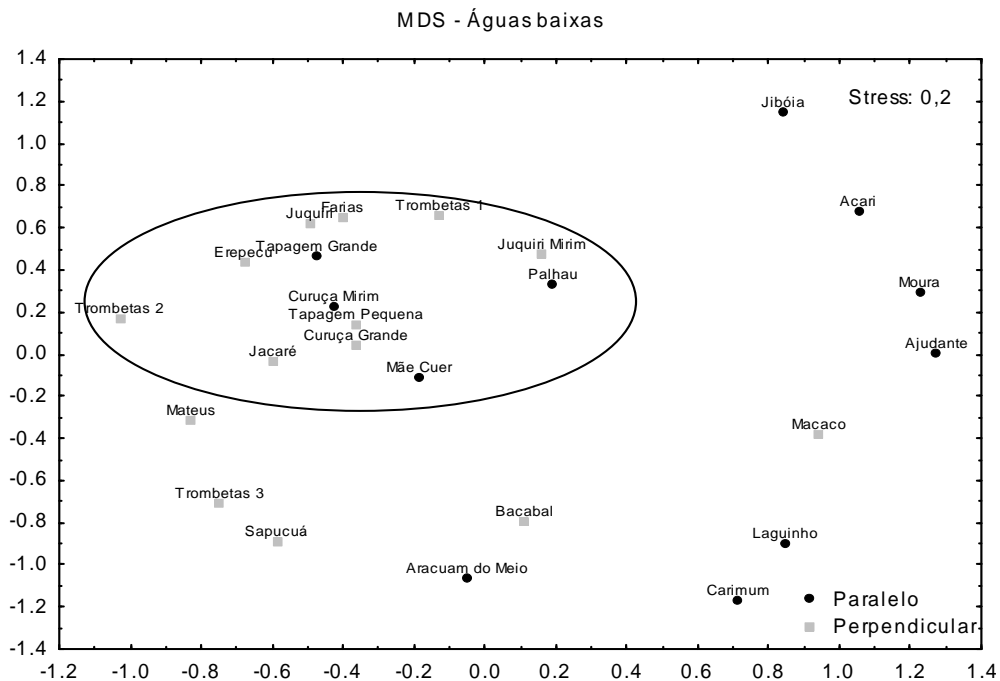


Figura 4.17. Gráfico da análise de MDS dos lagos e do rio Trombetas contendo as Unidades Taxonômicas Operacionais obtidas no DGGE nas águas baixas. Destacado no gráfico estão os lagos da parte intermediária do rio que se agruparam.

Os resultados da análise de correspondência canônica (ACC) para ambos os períodos amostrados e para cada período, realizada com as variáveis abióticas (temperatura, OD, pH, turbidez, COD, profundidade e Secchi) e clorofila *a* e a matriz de presença e ausência obtida no DGGE, estão apresentados nas Tabelas 4.7, 4.8, 4.9 e Figuras 4.18, 4.19, 4.20. Devido à ausência de significância dos resultados, as correlações entre as variáveis limnológicas, os lagos e os eixos não serão apresentados. Apesar da ausência de significância, os gráficos formados com os eixos da ACC serão apresentados, já que a simples inspeção visual dos seus resultados pode fornecer importantes informações sobre a composição da comunidade bacteriana.

Tabela 4.7. Resultado da análise de correspondência canônica contendo as unidades taxonômicas operacionais obtidas no DGGE para ambos os períodos com o resultado do teste de Monte Carlo (MC). Os resultados não foram estatisticamente significativos. Legenda: Sp: Espécie; Amb: Ambiente.

	Eixo 1	Eixo 2
Percentual da variação explicada	4,2%	3,1%
Percentual total da variação explicada	7,4%	
Autovalores	0,116	0,0611
Teste de MonteCarlo autovalores	p=0,0611	
Correlação Sp/Amb	0,0769	0,3984
Teste de MonteCarlo Correlação Sp/Amb	p=0,3984	

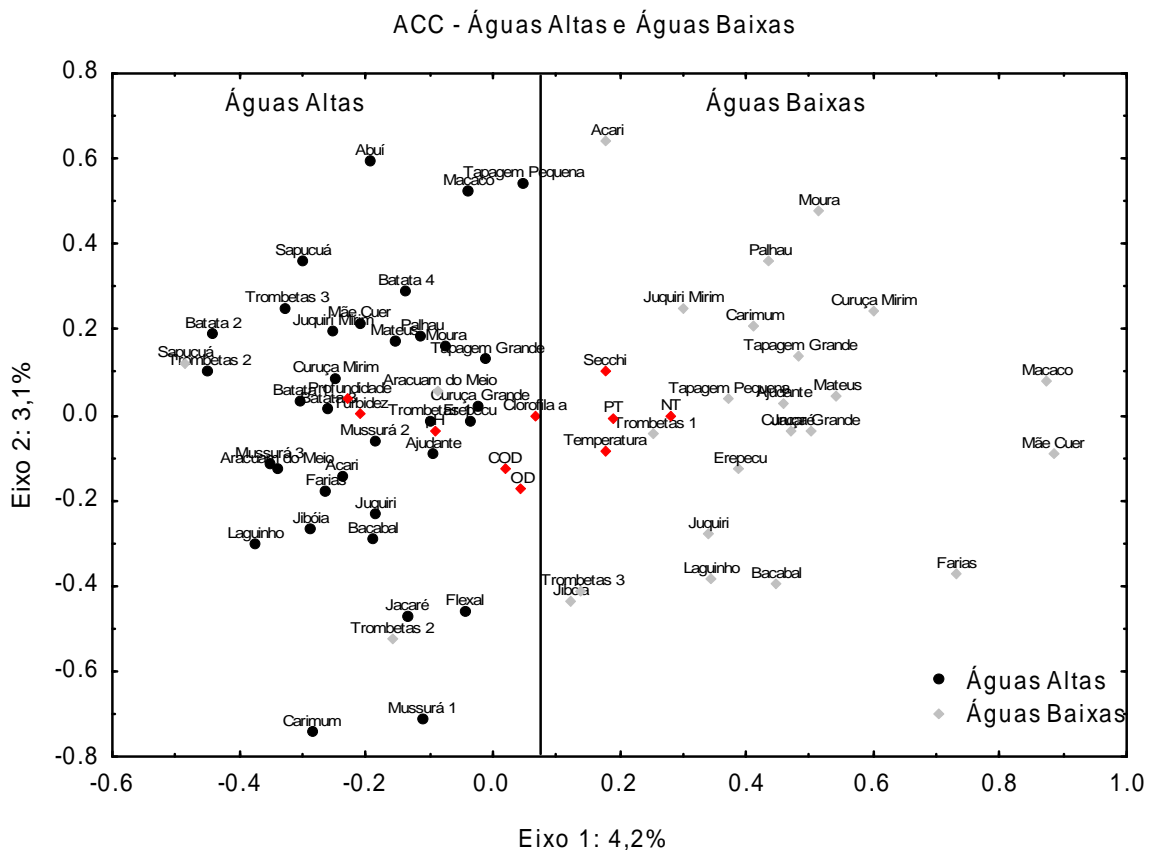


Figura 4.18. Ordenação da análise de correspondência canônica da composição da comunidade de bactérias planctônicas dos lagos e do rio Trombetas em ambos os períodos amostrais. Legenda: PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); COD (carbono orgânico dissolvido); OD (oxigênio dissolvido).

Na Figura 4.18, que apresenta os resultados da ACC para ambos os períodos, é possível visualizar uma separação entre os lagos amostrados nas águas altas e nas águas baixas. Essa separação indica que temporalmente a composição da comunidade de bactérias planctônicas varia nos ambientes avaliados. O grupo formado pelas amostras coletadas nas águas altas apresenta-se em uma faixa mais estreita dos eixos avaliados, do que o grupo formado pelas amostras das águas baixas, o que sugere que os primeiros são mais similares que os últimos. Os resultados obtidos nesta análise são bastante similares aos obtidos na análise de componentes principais realizado com as variáveis abióticas e clorofila *a*. A análise de correspondência canônica somente para as águas altas mostra que alguns lagos se agrupam de acordo com a proximidade entre si, como demarcado na Figura 4.19, independente do seu posicionamento em relação ao rio. Já a ACC realizada com as amostras coletadas nas águas baixas, não só a proximidade entre os lagos parece explicar os grupos formados, mas também sua disposição em relação ao rio como apresentado na Figura 4.20. Lagos paralelos tenderam a se agrupar com lagos paralelos, enquanto lagos perpendiculares tenderam a se agrupar com lagos perpendiculares mais próximos entre si.

Tabela 4.8. Resultado da análise de correspondência canônica contendo as unidades taxonômicas operacionais obtidas no DGGE durante as águas altas com o resultado do teste de Monte Carlo (MC). Os resultados não foram estatisticamente significativos. Legenda: Sp: Espécie; Amb: Ambiente.

	Eixo 1	Eixo 2
Percentual da variação explicada	6,4%	5,5%
Percentual total da variação explicada	11,9%	
Autovalores	0,157	0,133
Teste de MonteCarlo autovalores	p=0,2643	
Correlação Sp/Amb	0,838	0,841
Teste de MonteCarlo Correlação Sp/Amb	p=0,5285	



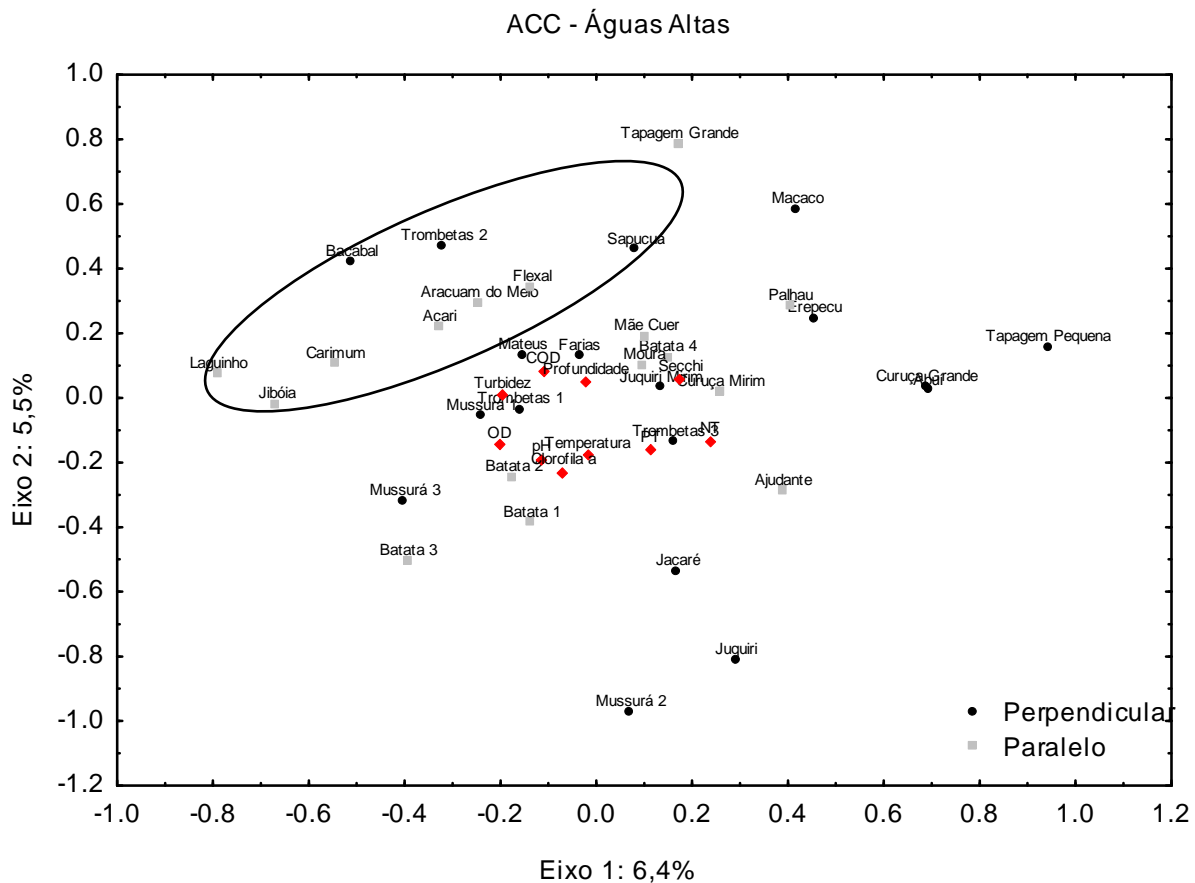


Figura 4.19. Ordenação da análise de correspondência canônica da composição da comunidade de bactérias planctônicas dos lagos e do rio Trombetas durante as águas altas. Legenda: PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); COD (carbono orgânico dissolvido); OD (oxigênio dissolvido). Encontram-se destacados lagos que se agruparam de acordo com a proximidade entre si.

Tabela 4.9. Resultado da análise de correspondência canônica contendo as unidades taxonômicas operacionais obtidas no DGGE durante as águas baixas com o resultado do teste de Monte Carlo (MC). Os resultados não foram estatisticamente significativos. Legenda: Sp: Espécie; Amb: Ambiente.

	Eixo 1	Eixo 2
Percentual da variação explicada	7,5%	6,4%
Percentual total da variação explicada	13,9%	
Autovalores	0,215	0,182
Teste de MonteCarlo autovalores	p=0,6166	
Correlação Sp/Amb	0,953	0,919
Teste de MonteCarlo Correlação Sp/Amb	p=0,10	

ACC - Águas Baixas

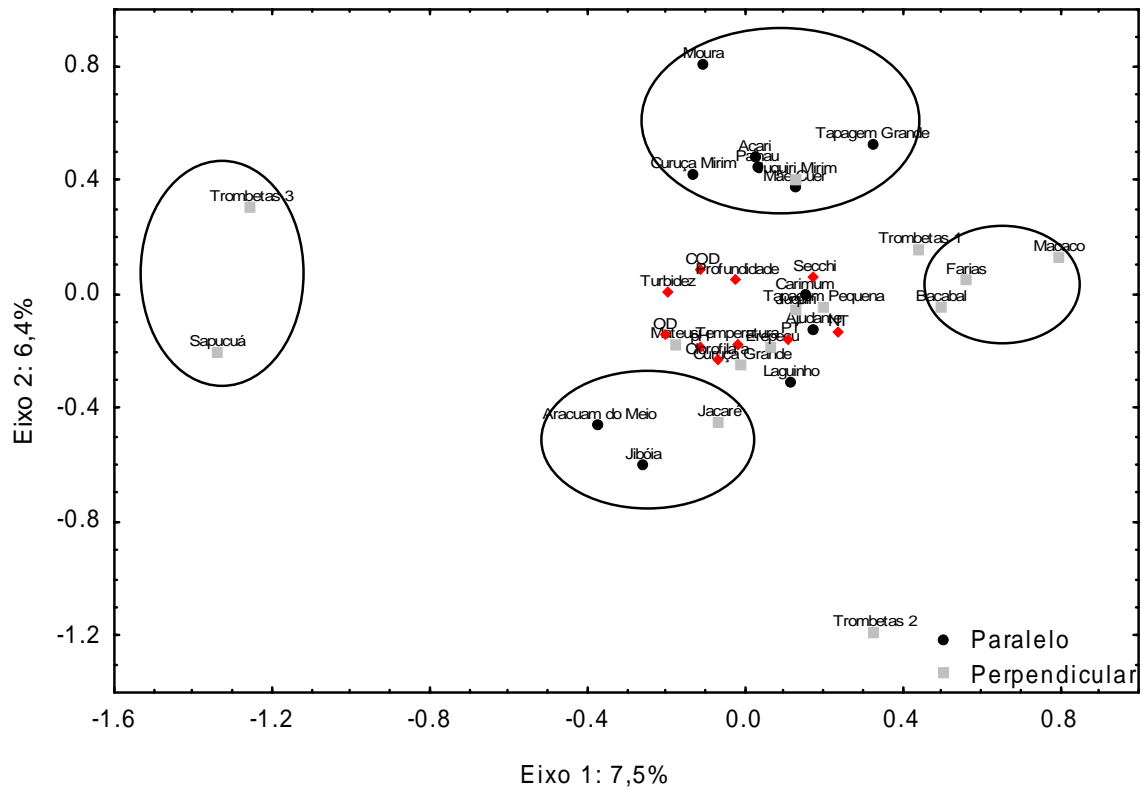


Figura 4.20. Ordenação da análise de correspondência canônica da composição da comunidade de bactérias planctônicas dos lagos e do rio Trombetas durante as águas baixas. Legenda: PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); COD (carbono orgânico dissolvido); OD (oxigênio dissolvido). Lagos paralelos em relação ao rio tenderam a se agrupar. O mesmo ocorreu com os lagos perpendiculares como apresentado na figura.

O resultado da análise de redundância parcial (pRDA) encontra-se apresentado na Tabelas 4.10. Os resultados não foram estatisticamente significativos e por isso não foi possível separar a influência do ambiente e do espaço sobre a composição da comunidade de bactérias planctônicas da bacia do rio Trombetas.

Tabela 4.10. Resultado da análise de redundância parcial contendo as unidades taxonômicas operacionais obtidas no DGGE durante as águas altas e as águas baixas e a matriz de distância entre os lagos.

	R <sup>2</sup> ajustado	p
Componente ambiental	0,041	0,3059
Componente ambiental + espacial	0,025	
Componente espacial	-0,019	0,6069
Resíduo	0,952	

## 5. *Discussão*

### 5.1. Variáveis Limnológicas e Clorofila *a*

A análise espacial e temporal das variáveis limnológicas básicas e das concentrações de nutrientes de um ambiente aquático pode fornecer um importante quadro diagnóstico de suas condições ecológicas. Pode também auxiliar no entendimento da dinâmica das comunidades, além de suscitar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos (PANOSSO, 2000). No caso da bacia hidrográfica do rio Trombetas, a variação das profundidades do rio e dos lagos entre os períodos amostrados demonstra que a mesma está sujeita ao pulso de inundação sazonal e previsível como descrito por JUNK *et. al.*, 1989. Dessa forma, a variação sazonal dos níveis fluviométricos desses ambientes tende a ser refletida nas características físicas e químicas e morfológicas dos corpos aquáticos e na biota encontrada nessas áreas como previsto no Conceito de Pulso de Inundação (JUNK *et al.*, 1989). De fato, o agrupamento dos lagos tanto na análise de agrupamento quanto na ACP de acordo com o período (águas altas ou águas baixas) ocorre provavelmente devido à variação das concentrações de nutrientes e características físicas e químicas dos ambientes avaliados que variaram de acordo com a fase do ciclo hidrológico, como esperado.

A variação nas concentrações de nutrientes nitrogênio e fósforo no rio e nos lagos amostrados, nas diferentes fases do pulso, estão de acordo com o previsto no Conceito de Pulso de Inundação e com o observado em outras regiões amazônicas. As maiores concentrações de NT, PT e clorofila *a* nas águas baixas são provavelmente um reflexo da acentuação da atuação de processos internos nessas áreas, como a evaporação da água (que aumenta a concentração de íons dissolvidos), a mistura com águas subterrâneas ou de outros tributários, a decomposição de folhas e outras fontes de matéria orgânica que entraram no sistema na fase inundada, a atuação das espécies que habitam a área, e a ação

dos ventos que revolvem o sedimento e o disponibilizam na coluna d'água (JUNK *et al.*, 1989; THOMAZ *et al.*, 2007). Todos esses fatores, acentuados nas águas baixas, podem aumentar a concentração de nutrientes desses ambientes e, conseqüentemente, a produção primária, expressa através das maiores concentrações de clorofila *a*, como observado neste estudo. Ademais, a maior similaridade observada entre os lagos nas águas altas, expressa nos resultados da ACP, e as maiores diferenças nas concentrações de NT e PT nas águas baixas entre o rio e os lagos, indicam que na bacia hidrográfica do rio Trombetas, o rio é um fator homogeneizador das características físicas e químicas dos lagos, tornando os ecossistemas mais similares na fase de maior conectividade hidrológica, como observado por FURCH (1984b) e THOMAZ *et al.*, 2007. Devido a isso, nas águas baixas quando a conectividade entre os sistemas é menor, a influência do rio sobre os lagos também o é, o que permite que a dinâmica de nutrientes e substâncias químicas da planície de inundação se comporte de forma distinta da do rio, com a atuação de processos internos. De fato, JUNK & FURCH (1985) observaram que as concentrações de substâncias químicas das planícies inundáveis e do rio nos sistemas rio-planície de inundação podem se diferenciar em até 15 vezes nas águas baixas, padrão que não se repete nas águas altas.

Adicionalmente, os maiores valores de turbidez observados nas águas baixas podem ser um reflexo da ressuspensão do sedimento nesses ambientes, resultado da ação do vento nessa fase do ciclo hidrológico e do deslocamento das massas d'água, devido à ação das chuvas que já começam a ocorrer; as maiores temperaturas da água nas águas baixas se dão devido às menores profundidades e maiores temperaturas do ar nesses meses do ano; e, finalmente, as maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido observadas em alguns lagos nas águas altas podem estar relacionadas à decomposição do material vegetal terrestre alagado nessa fase do ciclo de inundação (JUNK & WELCOMME, 2004).

O posicionamento dos lagos em relação ao rio (paralelo X perpendicular) não exerceu influência sobre as características físicas e químicas dos ambientes avaliados, como já havia sido observado por QUESADO (2006). Todavia, a proximidade entre os lagos parece explicar parte dos agrupamentos encontrados. Concluindo-se, dessa forma, que lagos mais próximos tendem a possuir dinâmica de nutrientes e substâncias químicas mais similares do que lagos mais distantes.

## 5.2. A Composição da Comunidade de Bactérias Planctônicas e o Pulso de Inundação

Em função do bacterioplâncton apresentar características que diferem daquelas dos macrorganismos, como troca horizontal de DNA, curtos ciclos de vida, e grande capacidade de dispersão, ainda existem dúvidas se as teorias ecológicas oriundas dos estudos realizados com a macrobiota se aplicam para essa comunidade (FENCHEL, 2005; VAN DER GAST *et al.*, 2005; JESSUP & FORDE, 2008). A separação da composição da comunidade bacteriana nos lagos de acordo com o período de coleta, observada no MDS, e mais claramente na ACC indica que temporalmente há variação da comunidade bacteriana na bacia hidrográfica do rio Trombetas. Adicionalmente, nos ecossistemas avaliados, a alta diversidade regional de estirpes bacterianas, comparada à baixa diversidade local, parece sugerir que os ecossistemas não atingiram a saturação no número de espécies (BEGON *et al.*, 2006). Juntamente com a ausência de bandas universais (observadas em todos os géis), esses padrões parecem indicar que existem fatores limitando a distribuição de bactérias nesses sistemas. O conceito de pulso de inundação prevê que as constantes oscilações nas características físicas e químicas nos sistemas rio-planície de inundação impedem que eles atinjam o clímax. Esse padrão resulta em ambientes em constante modificação, que são

mantidos em um estágio imaturo mas altamente produtivo (JUNK *et al.*, 1989). Por conta disso, diversos autores buscaram enquadrar esse conceito dentro da teoria do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978; JUNK & WELCOMME, 1990; JUNK, 1997; JUNK & FURCH, 1993; JUNK & WANTZEN, 2004; THOMAZ *et al.*, 2009). A não saturação do sistema, expressa pelas diversidades regional e local e, a ausência de bandas universais podem ser uma consequência dessa particularidade. A constante modificação nas características físicas e químicas e na conectividade entre os corpos aquáticos estaria causando uma substituição sazonal das estirpes bacterianas, impedindo que elas tivessem tempo e fossem capazes de se dispersar por toda a planície inundável. A ausência de algumas estirpes bacterianas em certas localidades, por conta da limitação à dispersão poderia permitir a presença de outras bactérias, competitivamente inferiores nesses locais, aumentando a diversidade regional total da área. Esse comportamento manteria o ambiente em um estágio não saturado, mas altamente diverso, admitindo o enquadramento dos fatores estruturadores da comunidade bacteriana nos sistemas rio-planície de inundação dentro da teoria do distúrbio intermediário, como ocorre com a macrobiota (CONNELL, 1978, JUNK & WANTZEN, 2004).

O número de estirpes bacterianas, expresso pelo número de unidades taxonômicas operacionais, demonstrou que a diversidade local é maior nas águas baixas do que nas águas altas. Esse padrão pode ser justificado pela maior disponibilidade de recursos nos lagos avaliados, durante as águas baixas, como discutido no tópico 5.1., o que pode sustentar uma maior riqueza de estirpes bacterianas (HEWSON & FUHRMAN, 2004). Além disso, nesse período do ciclo hidrológico, a menor conectividade entre os ecossistemas gera ambientes mais heterogêneos, com uma maior heterogeneidade de habitats dentro de cada lago, e um maior número de nichos para a comunidade bacteriana, o que pode aumentar a riqueza sustentada de espécies (HEWSON & FUHRMAN, 2004).

Outro padrão interessante observado na presente pesquisa foi uma maior diversidade regional nas águas altas em comparação com as águas baixas. Entre as razões que podem provavelmente explicar este padrão estão: o alagamento de áreas terrestres marginais ao rio, que tem suas estirpes bacterianas incorporadas nos ecossistemas aquáticos nessa fase; a presença de macrófitas aquáticas, material terrestre em decomposição, e a estratificação química e térmica dos corpos aquáticos durante as águas altas que aumentam o número de habitats disponíveis; a ação do rio Amazonas sobre o rio Trombetas durante o período de águas altas. O rio Amazonas pode estar trazendo estirpes bacterianas que colonizam a região inferior da bacia hidrográfica do rio Trombetas, aumentando a diversidade regional da região; a ligação dos lagos com outros rios tributários, além do rio Amazonas, proporcionada pelo aumento das áreas dos lagos, que também incorporariam suas estirpes bacterianas ao rio Trombetas. De fato, LINDSTRÖM & BERGSTRÖM (2004) observaram que bactérias oriundas de outros tributários podem fornecer importante contribuição para a comunidade bacteriana de lagos na região temperada, devido às características da bacia de drenagem e hidrologia local.

A formação de um grupo central com os lagos amostrados nas águas altas no MDS parece sugerir que a composição da comunidade bacteriana é mais similar nessa fase do ciclo hidrológico. O grupo formado pelas amostras coletadas nas águas altas na ACC também foi mais estreito dentro dos eixos avaliados em comparação com o grupo formado pelas amostras das águas baixas. Durante as águas altas, o extravasamento lateral do rio e dos lagos, aumenta a conexão entre os corpos aquáticos (JUNK *et al.*, 1989). Essa maior ligação aumenta também a troca de água que carrega substâncias e organismos vivos entre eles. Por conta disso, os ecossistemas se tornam mais similares nas águas altas quando a passagem do rio proporciona a troca de massa d'água nos ambientes da planície de inundação. Nesse caso, o rio parece atuar como um elemento homogeneizador das



características físicas e químicas dos corpos aquáticos e das comunidades no período de pico do ciclo hidrológico. Esse processo parece estar ocorrendo com a composição de bactérias planctônicas, nos lagos avaliados, quando a facilidade para dispersar entre os ambientes os torna mais similares.

Tanto os resultados da MDS quanto da ACC tiveram parte dos grupos formados entre os lagos explicados pela proximidade entre eles. Outros estudos também observaram que a proximidade entre os corpos aquáticos foi o principal fator que explicou a composição da comunidade bacteriana em lagos na região temperada (HORNER-DEVINE *et al.*, 2004; RECHE *e. al.*, 2005; CRUMP *et al.*, 2007). Eles argumentaram que o transporte da massa d'água pelo fluxo do rio seria o principal responsável pela dispersão das estirpes bacterianas para as comunidades adjacentes, restringindo a colonização de regiões mais afastadas. Na presente pesquisa, esse padrão também foi observado nas características físicas e químicas dos corpos aquáticos (lagos vizinhos foram mais semelhantes que lagos afastados), corroborando a hipótese que o transporte das massas de águas pode favorecer o carreamento e a dispersão de bactérias para lagos adjacentes, restringindo a colonização de lagos mais distantes da fonte. Com isso, é possível concluir que provavelmente a dispersão é um fator limitante para essas comunidades, afetada pela distância entre os ecossistemas.

A influência do posicionamento do lago em relação ao rio (paralelo X perpendicular) sobre a composição da comunidade bacteriana foi observada nas águas baixas na ACC. É provável que isso se deva ao fato que a menor conectividade observada entre os sistemas nas águas baixas, aumente a importância da forma com que os lagos se dispõem em relação ao rio nesse período. Durante as águas baixas, o rio fica restrito ao seu canal central. Lagos perpendiculares que só tem uma pequena região conectada ao rio, só são influenciados pelo mesmo nessas áreas. Já lagos paralelos, que possuem uma superfície muito maior em

contato com o rio, mesmo nas águas baixas, sofrem maior influência do mesmo. Provavelmente por conta disso, nas águas baixas há um agrupamento diferenciado dos lagos paralelos e perpendiculares de acordo com a composição da comunidade de bactérias planctônicas. Esse padrão também foi observado para a comunidade fitoplanctônica no rio Trombetas por QUESADO (2006). A influência do posicionamento dos lagos em relação ao rio também foi observada nos resultados da ANOVA two-way realizada com o índice de Jaccard. Durante as águas altas, lagos paralelos foram mais similares do que os lagos perpendiculares, fato esperado devido à invasão dos lagos paralelos pelo rio. Durante as águas baixas, quando todos os lagos estão mais isolados do rio, os lagos perpendiculares tenderam a ser mais semelhantes entre si. Tal resultado parece sugerir que o efeito homogeneizador do rio durante as águas altas é mais intenso para os lagos paralelos em relação ao rio do que para os lagos perpendiculares em relação ao mesmo.

Durante as águas altas, os lagos da região inferior da bacia hidrográfica do rio Trombetas (terça parte avaliada à jusante) não se agruparam com aqueles encontrados nas demais regiões do rio tanto na ACC quanto no MDS. Nesse caso, a influência do rio Amazonas, que tem uma atuação maior sobre esses sistemas que são mais próximos a ele, pode estar provavelmente explicando esse padrão. O derretimento das calotas de gelo nos Andes e o acúmulo pluviométrico no rio Amazonas que aumentam o seu nível e o fazem “invadir” o rio Trombetas podem levar espécies de bactérias do rio Amazonas para os lagos do Trombetas mais próximos a sua desembocadura. Conseqüentemente, comunidades distintas seriam observadas nos lagos sobre influência do rio Amazonas (terça parte do rio avaliada à jusante) e nos lagos que sofrem menor influência do rio Amazonas (regiões média e superior avaliadas). Além disso, os lagos da parte inferior do rio Trombetas são os primeiros a terem seu volume e áreas aumentados na fase de enchente do pulso de inundação, e são os últimos que secam, na fase de vazante. O fato de esses

lagos permanecerem um maior tempo alagados também é uma hipótese para explicar seu agrupamento diferencial em relação aos outros lagos no que diz respeito a composição da comunidade bacteriana.

A ausência de significância da ACC e da pRDA impossibilitou a verificação de quais fatores locais (condições ambientais, recursos e interações biológicas) podem estar exercendo influência sobre a composição da comunidade bacteriana nos lagos estudados, fato também observado em RECHE *et al.*, 2005. Todavia, não se pode excluir a importância de fatores locais sobre a dinâmica da comunidade de bactérias devido à existência de um conjunto de fatores que não foram contemplados nesse trabalho. Entre eles, podem ser citados, as interações biológicas, como competição por nutrientes com o fitoplâncton, predação por protozoários e a lise viral. Ademais, a variação sazonal da comunidade bacteriana verificada pelo MDS e CCA, pode ser um indicativo da influência de fatores locais sobre essa comunidade, já que não só o nível hidrológico desses ambientes é alterado de acordo com a estação hidrológica, mas também as características físicas e químicas e a ecologia de comunidades biológicas (JUNK *et al.*, 1989).

Esse trabalho indica que a composição da comunidade bacteriana varia temporalmente e espacialmente na bacia hidrográfica do rio Trombetas. Temporalmente, as constantes oscilações nas características físicas e químicas dos ambientes e na composição da comunidade parecem enquadrar os fatores que exercem influência sobre o bacterioplâncton dentro da teoria do distúrbio intermediário (CONNEL *et al.*, 1978). Espacialmente, a limitação para dispersão causada pela distância entre os ambientes amostrados parece ser o principal fator estruturador dessa assembleia. Esses padrões estão de acordo com estudos ecológicos realizados com a macrobiota, sendo assim, na bacia hidrológica avaliada a comunidade bacteriana apresenta padrões biogeográficos semelhantes àqueles observados para os macrorganismos na região amazônica (JUNK *et*

*al.*, 1989). Essa pesquisa demonstra que nos ecossistemas amazônicos a distribuição de bactérias planctônicas não se dá ao acaso, com todas as bactérias ocorrendo em todas as áreas, e que existem fatores limitantes influenciando a composição da comunidade. Diferente do observado em diferentes estudos que afirmam que a distribuição das bactérias seria realizada ao acaso (FENCHEL, 2005; MARTINY *et al.*, 2006; POMMIER *et al.*, 2007; SANDAA *et al.*, 2009), e com a hipótese de Baas-Becking “everything is everywhere but the environment selects” (na tradução livre “Tudo está em todo lugar, mas o ambiente seleciona”) (FENCHEL, 2005; MARTINY *et al.*, 2006), esse estudo corrobora a hipótese que a distribuição dos microrganismos seria semelhante àquela observada para os macrorganismos, refletindo as influências dos fatores regionais (limitação à dispersão) e condições ambientais contemporâneas (fatores locais) (MARTINY *et al.*, 2006).

### 5.3. Discussão final

É antigo e crescente o interesse humano pelas áreas inundáveis. Características como alta fertilidade dos solos aluviais, grandes reservas de peixes, alta disponibilidade de frutas, madeiras e outros produtos florestais, fluxo contínuo que permite o deslocamento através da água, grande estoque hídrico, e amplos espaços não habitados tornam essas áreas de enorme interesse econômico e social para os seres humanos (JUNK & WELCOMME, 1990). Agricultura, pecuária, navegação, habitação, construção de hidrelétricas, e retirada de materiais florestais são algumas das formas de utilização desses ambientes (JUNK, 1997).

Estudos recentes demonstram que grande parte das planícies de inundação ao redor do mundo já foram alteradas ou serão no futuro pela ação humana (MIDDLETON, 2002). As formas de utilização das planícies inundáveis em sua grande maioria envolvem a

retificação de seus cursos d'água e regularização de suas vazões, com interrupção do pulso de inundação sazonal e previsível. Esse estudo demonstra que a existência da variação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Trombetas é responsável pela manutenção da riqueza do bacterioplâncton. As bactérias são organismos importantes para a ciclagem de nutrientes e diversos processos ecossistêmicos. Pesquisas atuais demonstram que a perda de espécies de bactérias pode resultar na perda funções para os ecossistemas e a alteração sazonal da comunidade bacteriana pode ser essencial para a manutenção de certos processos realizados por elas (ALONSO-SÁEZ *et al.*, 2007). Dessa forma, a manutenção das diferentes fases do ciclo de inundação é crucial para a conservação da diversidade de bactérias nessas regiões. Outros trabalhos já demonstraram também que a manutenção do pulso de inundação é essencial para a manutenção de espécies de zooplâncton, fitoplâncton, peixes, mamíferos e aves nesses ambientes (JUNK *et al.*, 1989).

A alta biodiversidade e a complexa forma de funcionamento das planícies de inundação as tornam de grande relevância ecológica e prioritárias para a conservação. Estudos indicam que a expansão e utilização das planícies inundáveis que ainda não foram comprometidas pelo uso antrópico são inevitáveis (MIDDLETON, 2002). Para que sejam atendidas as demandas de utilização dessas regiões sem comprometer a preservação dos sistemas rio-planície de inundação, o acoplamento de conhecimentos hidrológicos e ecológicos é essencial para que técnicas de menor impacto sejam produzidas e utilizadas, aproveitando todos os períodos da hidrologia dessas regiões (BUIJSE *et al.*, 2003; HARVEY *et al.*, 2009). O manejo adequado dessas áreas buscando aproveitar sua variação sazonal natural é crucial para que elas sejam fonte rentável para a população humana sem alterar seus processos naturais e afetar a diversidade de espécies (JUNK & WELCOMME, 1990; SCHÖNGART & JUNK, 2007). A exploração das planícies de inundação é

inevitável, entretanto, é a forma como ela ocorrerá que determinará em sua conservação ou destruição.

## 6. *Conclusões*

- ✓ A composição da comunidade bacteriana varia temporalmente nos lagos da bacia hidrográfica do rio Trombetas de acordo com a fase do pulso de inundação, o que a mantém em um estágio não saturado, mas altamente diverso, o que pode enquadrar seus fatores reguladores dentro da teoria do distúrbio intermediário (CONNELL *et al.*, 1978).
- ✓ O rio Trombetas atuou como um elemento homogeneizador da composição da comunidade bacteriana entre os lagos da bacia hidrográfica do rio Trombetas no período de maior conectividade hidrológica (águas altas), principalmente nos lagos cujo eixo principal é paralelo em relação ao rio.
- ✓ A proximidade entre os lagos foi o principal fator responsável pela alteração espacial da composição da comunidade bacteriana na bacia hidrográfica do rio Trombetas, indicando existência de limitação à dispersão.
- ✓ A posição dos lagos em relação ao rio (paralelo X perpendicular) parece influenciar a composição da comunidade bacteriana durante o período de menor conectividade hidrológica (águas baixas).

## 7. Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A.L., ZALEWSKI, M., 1996, “A Planície Alagável do Alto Rio Paraná: Importância e Preservação”, Maringá, Brasil, Editora da Universidade Estadual do Maringá.

ALONSO-SAEZ, L., BALAGU, V., SÀ, E.L., SANXHEZ, O.S., GONZALEZ, J.M., PINHASSI, J., MASSANA, R., PERNTHALER, J., PEDRÓS-ALIÓ, GASOL, J.M., 2007, “Seasonality in Bacterial Diversity in North-West Mediterranean Coastal Waters: Assessment Through Clone Libraries, Fingerprinting and FISH”, *FEMS Microbiol Ecol*, v. 60, pp. 98-112.

ALONSO-SÁEZ, L., BALAGUÉ, V., SÀ, E.L., SÁNCHEZ, O.S., GONZÁLEZ, J.M., PINHASSI, J., MASSANA, R., PERNTHALER, J., PEDRÓS-ALIÓ, C., GASOL, J.M., 2007, “Seasonality in Bacterial Diversity in North-West Mediterranean Coastal Waters: Assessment Through Clone Libraries, Fingerprinting and FISH”, *FEMS Microbiol Ecol*, v.60, pp. 98-112.

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 Amazonian Ecosystems: Photochemical degradation and Bacterial Uptake”, *FEMS Microbiology Ecology*, v.56 (1), pp. 8-17.

ANA, 2004, *Panorama dos Recursos Hídricos por Regiões Hidrográficas*. In: [http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/5PanoramaporRH4\\_04\\_03.pdf](http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/5PanoramaporRH4_04_03.pdf)

ANA, 2009a, *Região Hidrográfica do Amazonas*. In: <http://www.ana.gov.br/mapainicial/pgMapaA.asp>

ANA, 2009b, *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009*. In: <http://conjuntura.ana.gov.br/>

AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, G., GRAY, J., MEYER-REIL, L., THINGSTAD, F., 1983, “The Ecological Role of Water-Columm Microbes in the Sea”, *Marine Ecology – Progress Series*, v.10, pp. 257-263.



- BAPTISTA, J.D., DAVENPORT, R.J., DONNELLY, T., CURTIS, T.R., 2008, “The Microbial Diversity of Laboratory-Scale Wetlands Appears to be Randomly Assembled”, *Water Research*, v.42, pp. 3182-3190.
- BEGON, M., HARPER, J.L., COLIN, R., 2006, *Ecology – From Individuals to Ecosystems*, Editora Blackwell Publishing, 738pp.
- BELL, T., AGER, D., SONG, J.I., NEWMAN, J.A., THOMPSON, I.P., LILLEY, A.K., VAN DER GAST, C.J., 2005, “Larger Islands House More Bacterial Taxa”, *Science*, v.308, p.1884.
- BENT, S.J., FORNEY, L.J., 2008, “The Tragedy of the Uncommon: Understanding Limitations in the Analysis of Microbial Diversity”, *Isme Journal*, v.2, pp. 689-695.
- BINI, L.M., VELHO, L.F.M., LANSAC-TÔHA, F.A., 2003, “The Effect of Connectivity on the Relationship Between Local and Regional Species Richness of Testate Amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Floodplain Lagoons of the Upper Paraná River, Brasil”, *Acta Oecologica*, v.24, pp. 8145-8151.
- BOZELLI, R.L., 2002, “Composition of the Zooplankton Community of Batata and Mussurá Lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil”, *Amazoniana*, v. 12(2), pp. 239-261.
- BRASIL DAS ÁGUAS, 2009, In: [www.brasildasaguas.com.br](http://www.brasildasaguas.com.br).
- BUIJSE, A.D., COOPS, H., STARAS, M., JANS, L.H., VAN GEEST, G.J., GRIFT, R.E., IBELINGS, B.W., OOSTERBERG, W., ROOZEN, F.C.J.M., 2002, “Restoration Strategies for River Floodplain Along Large Lowland Rivers in Europe”, *Freshwater Biology*, v.47, pp. 889-907.
- CASE, R.J., BOUCHER, Y., DAHLLOF, I., HOLMSTROM, C., DOOLITTLE, W.F., KJELLEBERG, S., 2007, “Use of 16S rRNA and rpoB Genes as Molecular Markers for Microbial Ecology Studies”, *Applied and Environmental Microbiology*, v. ,pp. 278-288.
- COLE, J.J., 1999, “Aquatic Microbiology for Ecosystem Scientists: New and Recycled Paradigms in Ecological Microbiology”, *Ecosystems*, v.2, pp. 215-225.
- CONNELL, J.H., 1978, “Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs”, *Science*, v. 199, pp. 1302-1310.

- COTTENIE, K., 2005, "Integrating Environmental and Spatial Processes in Ecological Community Dynamics", *Ecology Letters*, v.8, pp. 1175-1182.
- CRUMP, B.C., ADAMS, H.E., HOBBIE, J.E., KLING, G.W., 2007, "Biogeography of Bacterioplankton in Lakes and Streams of an Arctic Tundra Catchment", *Ecology*, v.88(6), pp. 1365-1378.
- DORIGO, U., VOLATIER, L., HUMBERT, J.F., 2005, "Molecular Approaches to the Assessment of Biodiversity in Aquatic Microbial Communities", *Water Research*, v.39, pp. 2207-2218.
- ESCALANTE, A.E., EGUIARTE, L.E., ESPINOSA-ASUAR, L., FORNEY, L.J., NOGUEZ, A.M., SALDIVAR, V.S., 2008, "Diversity of Aquatic Prokaryotic Communities in the Cuatro Ciénegas Basin", *FEMS Microbiol. Ecol.*, v.65, pp. 50-60.
- FENCHEL, T., 2005, "Cosmopolitan Microbes and Their 'Cryptic' Species", *Aquatic Microbial Ecology*, v.41, pp. 49-54.
- FERNANDEZ, A., HUANG, S.Y., SESTON, S., XING, J., HICKEY, R., CRIDDLE, C., TIEDJE, J., 1999, "How Stable is Stable? Function Versus Community Composition", *Applied and Environmental Microbiology*, v. 65(8), pp. 3697-3704.
- FERNANDES, R., GOMES, L. C., PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., 2009, "Temporal Organization of Fish Assemblages in Floodplain Lagoons: the Role of Hydrological Connectivity", *Environ. Biol. Fish*, v. 85, pp. 99-108.
- FIERER, N., JACKSON, R.B., 2006, "The Diversity and Biogeography of Soil Bacterial Communities", *PNAS*, v.103(3), pp.626-631.
- FREEMAN, M.C., PRINGLE, C.M., JACKSON, C.R., 2007, "Hydrologic Connectivity and the Contribution of Stream Headwaters to Ecological Integrity at Regional Scales", *Journal of the American Water Resources Association*, v. 43(1), pp. 5-14.
- FURCH, K., 1972, "Water Chemistry of the Amazon Basin: The Distribution of Chemical Elements Among Freshwaters", *Amazoniana*, v.3, pp.267-277.
- FURCH, K., 1984a, "Seasonal Variation of the Major Cation Content of the Varzea-Lake Lago Camaleao, Middle Amazon, Brazil, in 1981 and 1982", *Verch. Internat. Verein. Limnol.*, v. 22, pp. 1288-1293.

- FURCH, K., 1984b, "Water Chemistry of the Amazon Basin: The Distribution of Chemical Elements Among Fresh Waters", *The Amazon. Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pp. 167-199.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M., 1978, *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwater*, Blackwell Scientific Publications ed. London, pp. 93-120.
- GRAN, G., 1952, "Determination of the Equivalent Point in Potentiometric Titrations" *Part II, Analyst*, v.77, pp. 661-671.
- HAHN, M.W., 2006, "The Microbial of Inland Waters", *Current Opinion in Biotechnology*, v.17, pp. 256-261.
- HARVEY, J.W., SCHAFFRANEK, R.W., NOE, G.B., LARSEN, L.G., NOWACKI, D.J., O'CONNOR, B.L., 2009, "Hydroecological Factors Governing Water Flow on a Low-Gradient Floodplain", *Water Resources Research*, v.45, pp. 1-20.
- HAUKKA, K., KOLMONEN, E., HYDER, R., HIETALA, J., VAKKILAINEN, K., KAIRESAALO, T., HAARIO, H., SIVONEN, K., 2006, "Effect of Nutrient Loading on Bacterioplankton Community Composition in Lake Mesocosm", *Microbial Ecology*, v.51, pp. 137-146.
- HENRIQUES, I.S., ALVES, A., TACÃO, M., ALMEIDA, A., CUNHA, A., CORREIA, A., 2006, "Seasonal and Spacial Variability of Free-Living Bacterial Community Composition Along na Estuarine Gradient (Ria de Aveiro, Portugal)", *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v.68, pp. 139-148.
- HEWSON, I., FUHRMAN, J.A., 2004, "Richness and Diversity of Bacterioplankton Species along an Estuarine Gradient in Moreton Bay, Australia", *Applied and Environmental Microbiology*, v.70(6), pp. 3425-3433.
- HORNER-DEVINE, M.C., LAGE, M., HOGHES, J.B., BOHANNAN, J.M., 2004, "A Taxa-Area Relationship for Bacteria", *Nature*, v.432(9), pp. 750-753.
- IBAMA, 2001, "*Plano de Manejo para Uso Múltiplo da Floresta Nacional Saracá-Taquera*", e anexos, Curitiba, Brasil.

IBAMA, 2002, *GEOBRASIL*, 2002. In:  
<http://ibama2.ibama.gov.br/cnia2/download/publicacoes/geobr/Livro/anexos/anexo3.pdf>

IBAMA, 2004, “*Plano de Manejo da Reserva Biológica do Rio Trombetas*”, e anexos, Curitiba, Brasil.

JESSUP, C.M., FORDE, S.E., 2008, “Ecology and Evolution in Microbial Systems: the Generation and Maintenance of Diversity in Phagee-host Interactions”, *Research in Microbiology*, v.159, pp. 382-389.

JUNK, W.J., 1983, “Aquatic Habitats in Amazonia”, *The Environmentalist*, v. 3(5), pp. 24-34.

JUNK, W.J., 1989, “Flood Tolerance and Tree Distribution in Central Amazonian Floodplains”, *Tropical Forest*, pp. 47- 64.

JUNK, W.J., 1997, “General Aspects of Floodplain Ecology with Special Reference to Amazonian Floodplains”, In: JUNK, W.J. (ed.), *The Central Amazon Floodplain*, Ecological Studies 126, 1 ed, capítulo 1, Berlin, Alemanha, Editora Springer.

JUNK, W.J., 2002, “Long-Term Environmental trends and the future of tropical wetlands”, *Environmental Conservation*, v. 29(4), pp. 414-435.

JUNK, W.J., FURCH, K., 1985, “The Physical and Chemical Properties of Amazonian Water and Their Relationships with the Biota”, *Key Environments*, Amazonia, Cap. I, pp. 3-16.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E., 1989, “The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems”. In: DODGE D.P. (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., v. 106, pp. 110-127.

JUNK, J.W., WELCOMME, R.L., 1990, “Floodplains”, *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*, v. 1, pp. 491-524.

JUNK, W.J., FURCH, K., 1993, “A General Review of Tropical South American Floodplains”, *Wetlands Ecology and Management*, v. 2, pp. 231-238.

JUNK, W.J., WANTZEN, K.M., 2004, “The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches, and Applications – An Update”. In: *Proceedings of the Second International*

*Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific*, v. 16, pp. 117-149.

KAARTOKALLIO, H., LAAMANEN, M., SIVONEN, K., 2005, "Responses of Baltic Sea Ice and Open-Water Natural Bacterial Communities to Salinity Change", *Applied and Environmental Microbiology*, v.71(8), pp. 4364-4371.

KATZ, L.A., MCMANUS, G.B., SNOEYENBOS-WEST O.L.O., GRIFFIN, A., PIROG, K., COSTA, B., FOISSNER, W., 2005, "Reframing the "Everything is everywhere debate: evidence for high gene flow and diversity in ciliate morphospecies", *Aquatic Microbial Ecology*, v.41, pp. 55-65.

KRITZBERG, E.S., COLE, E., PACE, M., GRANÉLO, W., 2005, "Does Autochthonous Production Drive Variability in Bacterial Metabolism and Growth Efficiency in Lakes Dominated by Terrestrial C Inputs?", *Aquatic Microbial Ecology*, v.38, pp. 103-111.

KRITZBERG, E.S., LANGENHEDER, S., LINDSTRÖM, E.S., 2006, "Influence of Dissolved Organic Matter Source on Lake Bacterioplankton Structure and Function Implications for Seasonal Dynamics of Community Composition", *FEMS Microbiol Ecol*, v.56, pp. 406-417.

LITTLE, A.E.F., ROBINSON, C.J., PETERSON, S.B., RAFFA, K.E., HANDELSMAN, J., 2008, "Rules of Engagement: Interspecies Interactions that Regulate Microbial Communities", *Annu. Rev. Microbiol.*, v.62, pp. 375-401.

LINDSTROM, E.S., "Influence of Inlet Bacteria on Bacterioplankton Assemblage Composition in Lakes of Different Hydraulic Retention Time", *Limnology and Oceanography*, v. 49(1), pp. 125-136.

LOZUPONE, C.A., KNIGHT, R., 2007, "Global Patterns in Bacterial Diversity", *PNAS*, v.104(27), pp.11436-11440.

MACARTHUR R.H., WILSON, E.O., 1967, *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Ed., 224pp.

- MALHI, Y., ROBERTS, T., BETTS, R.A., KILLEEN, T.J., Li, W. NOBRE, C.A., 2008, "Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon", *Science*, v.319 (11), pp. 169-172.
- MARTINY, J.B.H., BOHANNAN, B.J.M., BROWN, J.H., COLWELL, R.K., FUHRMAN, J.A., GREEN, J.L., HORNER-DEVINE, M.C., KANE, M., KROMINS, J.A., KUSKE, C.R., MORIN, P.J., NAEEM, S., OVREAS, L., REYSENBACH, A.L., SMITH, V.H., STALEY, J.T., 2006, "Microbial Biogeography: Putting Microorganisms on the Map", *Nature*, v.4, pp. 102-112.
- MAUGERI, T.L., LENTINI, V., GUGLIANDOLO, C., ITALIANO, F., COUSIN, S., STACKEBRANDT, R., 2009, "Bacterial and Archaeal Populations at Two Shallow Hydrothermal Vents off Panarea Island (Eolian Islands, Italy)", *Extremophiles*, v. 13, pp. 199-212.
- MIDDLETON, B.A., 2002, "The Flood Pulse Concept in Wetland Restoration", In: MIDDLETON, B.A., *Restoring the Natural Hydrological Balance*.
- MCDONALD, R., SOO, R.M., BARRETT, J.E., WALL, D.H., CARY, C., 2008, "Microbial Community Composition in Soils of Northern Victoria Land, Antarctica", *Environmental Microbiology*, v.10(7), pp.1713-1724.
- MUYZER, G., 1999, "DGGE/TGGE a Method for Identifying Genes From Natural Ecosystems", *Current Opinion in Microbiology*, v.2, pp. 317-322.
- NUBEL, U., ENGELEN, B., FELSKE, A., SNAIDR, J., WIESHUBER, A., AMANN, R.I., LUDWIG, W., BACKHAUS, H., 1996, "Sequence Heterogeneities of Gene Encoding 16S rRNAs in *Paenibacillus polymyxa* Detected by Temperature Gradient Gel Electrophoresis", *Journal of Bacteriology*, v.178(19), pp. 5636-5643.
- NUSH, E.A., PALME, G., 1975, "Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung", *GWF-Wasser/Abwasser*, v.116, pp.562-565.
- PACE, N.R., 1996, "New Perspective on the Natural Microbial World: Molecular Microbial Ecology", *ASM News*, v. 62(9): 463-470.

- PALJAN, G., BOGUT, I., VIDACOVIC, J., 2007, "Effects of High Water Level on Bacterioplankton Abundance in the Danube River Floodplain (Kopacki Rit, Croatia)", *Polish. J. of Environ. Stud.*, v. 16(1), pp. 113-121.
- PALJAN, G., BOGUT, I., VIDAKOVIC, J., 2008, "The Impact of Inundation-Isolation Cycles on the Culturable Bacterioplankton in the Danube River Floodplain", *Polish Journal of Ecology*, v.56(3), pp. 391-403.
- PALJAN, G., FUKS, D., 2006, "Alternation of Factors Affecting Bacterioplankton Abundance in the Danube River Floodplain (Kopacki Rit, Croatia)", *Hydrobiologia*, v. 560, pp. 405-415.
- PANOSSO, R., 2000, "Considerações Geográficas Geomorfológicas", In: BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., ROLAND, F. (eds), *Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico*, capítulo 4, Rio de Janeiro, Brasil, Editora UFRJ.
- PEARCE, D.A., COCKELL, C.S., LINDSTRÖM, E.S., TRANVIK, L.J., 2007, "First Evidence for a Bipolar Distribution of Dominant Freshwater Lake Bacterioplankton", *Antarctic Science*, v.19(2), pp. 245-252.
- PEDRÓS-ALIO, C., 2006, "Marine Microbial Diversity: Can it Be Determined?", *Trends in Microbiology*, v.14, pp. 257-263.
- PERNTHALER, J., 2005, "Predation on Prokaryotes in the Water Column and its Ecological Implications", *Nature Reviews Microbiology*, v.3(7), pp.1-10.
- POMEROY, L.R., 1974, "The Ocean's Food Web, a Changing Paradigm", *Bioscience*, v. 24 (9), pp. 499-503.
- POMMIER, T., CANBACK, B., RIEMANN, L., BOSTROM, K.H., SIMU, K., LUNDBERG, P., TUNLID, A., HAGSTROM, A., 2007, "Global Patterns of Diversity and Community Structure in Marine Bacterioplankton", *Ecology*, v.16, pp. 867-880.
- PONTES, D.S., LIMA-BITTENCOURT, C.I., SHARTONE-SOUZA, E., NASCIMENTO, A.M.A., 2007, "Molecular Approaches: Advantages and Artifacts in Assessing Bacterial Diversity", *J IND Microbiol Biotechnol*, v.34, pp. 463-473.
- PROSSER, J.I., BOHANNAN, J.M., CURTIS, T.P., ELLIS, R.J., FIRESTONE, M.K., FRECKLETON, R.P., GREEN, J.L., GREEN, L.E., KILHAM, K., LENNON, J.J.,

OSBORN, A.M., SOLAN, M., VAN DER GAST, C.J., YOUNG, P.W. “The Role of Ecological Theory in Microbial Ecology”, *Nature*, v.5, pp. 384-392.

QUESADO, L.B., 2006, “Influência do Pulso Hidrológico na Comunidade Fitoplanctônica de 10 Lagos da Planície de Inundação do Rio Trombetas (Oriximiná, Pará), *Monografia apresentada no Curso de Ciências Biológicas*, UNIRIO.

RAMETTE, A., 2007, “Multivariate Analyses in Microbial Ecology”, *FEMS Microbiol Ecol*, v.62, pp. 142-160.

RAMETTE, A., TIEDJE, J.M., 2007, “Biogeography: An Emerging Cornerstone for Understanding Prokaryotic Diversity, Ecology, and Evolution”, *Microbial Ecology*, v.53, pp. 197-207.

RANGEL, T.F.L.V.B., DINIZ-FILHO, J.A.F., BINI, L.M., 2006, “Towards an Integrated Tool For Spatial Analysis in Macroecology and Biogeography”, *Global Ecology and Biogeography*, v.15, pp. 321-327.

RECHE, I., PULIDO-VILLENA, E., MORALES-BAQUERO, R., CASAMAYOR, E.O., 2005, “Does Ecosystem Size Determine Aquatic Bacterial Richness?”, *Ecology*, v.86(7), pp. 1715-1722.

RICKLEFS, R.E., 2003, *Economia da Natureza*, 5ed., Editora Guanabara Koogan, 498pp.

ROELKE, D.L., WINEMILLER, K.O., COTNER, J.B., SNIDER, J.A., 2006, “Hydrological Seasonality and Benthic Algal Biomass in a Neotropical Floodplain River José V. Montoya” *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 25(1), pp. 157-170.

ROONEY-VARGA, J.N., GIEWAT, M.W., SAVIN, M.C., SOOD, S. LEGRESLEY, M., MARTIN, J.L., 2005, “Links Between Phytoplankton and Bacterial Community Dynamics in a Coastal Marine Environment”, *Microbial Ecology*, v.49, pp. 163-175.

SANDAA, R.A., GOMEZ-CONSARNAU, L., PINHASSI, J., RIEMANN, L., MALITS, A., WEINBAUER, M.G., GASOL, J.M., THINGSTAD, T.F., 2009, “Viral Control of Bacterial Biodiversity – Evidence from a Nutrient-Enriched Marine Mesocosm Experiment”, *Environmental Microbiology*, v.11(10), PP. 2585-2597.



- SAPP, M., WICHELS, A., WILTSHIRE, K.H., GERDTS, G., 2007, "Bacterial Community Dynamics During the Winter Spring Transition in the North Sea", *FEMS Microbial Ecol*, v.59, pp.622-637.
- SCHLOSS, P.D., HANDELSMAN, J., 2007, "The Last Word: Books as a Statistical Metaphor for Microbial Communities", *Annu. Rev. Microbiol.*, v.61, pp. 23-34.
- SCHÖNGART, J., PIEDADE, M.T.F., LUDWIGSHAUSEN, S., HORNA, V., WORBES, M., 2002, "Phenology and Stem-Growth Periodicity of Tree Species in Amazonian Floodplain Forests", *Journal of Tropical Ecology*, v.18, pp. 381-597.
- SIOLI, H., 1967, "Studies in Amazonian Water", In: *Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica*, pp.9-50.
- SIOLI, H., 1968, "Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region", *Amazoniana*, v.1, pp. 267-227.
- SIPURA, J., HAUKKA, K., HELMINEN, H., LAGUS, A., SUOLELA, J., SIVONEN, K., 2005, "Effect of Nutrient Enrichment on Bacterioplankton Biomass and Community Composition in Mesocosms in The Archipelago Sea, Northern Baltic", *Journal of Plankton Research*, v. 27(12), pp. 1261-1272.
- SMALLA, K., OROS-SICHLER, M., MILLING, A., HEUER, H., BAUMGARTE, S., BECKER, R., NEUBER, G., KROPF, S., ULRICH, A., TEBBE, C.C., 2007, "Bacterial Diversity of Soils Assessed by DGGE, T-RFLP and SSCP Fingerprints of PCR-Amplified 16S rRNA gene Fragments: Do the Different Methods Provide Similar Results?", *Journal of Microbiological Methods*, v.69, pp. 470-479.
- SMITH, V.H., 2007, "Microbial Diversity Productivity Relationships In Aquatic Ecosystem", *FEMS Microbiol Ecol*, v.62, pp. 181-186.
- SOMMARUGA, R., CASAMAYOR, E.O., 2009, "Bacterial "Cosmopolitan" and Importance of Local Environmental Factors for Community Composition in Remote High-Altitude Lakes", *Freshwater Biology*, v.54, pp. 994-1005.
- THOMAZ, S.M., BINI, L.M., BOZELLI, R.L., 2007, "Floods Increase Similarity Among Aquatic in River-floodplain Systems", *Hydrobiologia*, v.579, pp. 1-13.

- THOMAZ, S.M., CARVALHO, P., PADIAL, A.A., KOBAYASHI, J.T., 2009, "Temporal and Spatial Patterns of Aquatic Macrophyte Diversity in the Upper Paraná River Floodplain", *Brazilian Journal of Biology*, v.69, pp. 617-625.
- THORNHILL, D.J., LAJEUNESSE, T.C., SANTOS, S.R., 2007, "Measuring rDNA Diversity in Eukaryotic Microbial Systems: How Intragenomic Variation, Pseudogenes, and PCR Artifacts Confound Biodiversity Estimates", *Molecular Ecology*, v.16, pp. 5326-5340.
- URBACH, E., VERGIN, K.L., LARSON, G.L., GIOVANNONI, S.J., 2007, "Bacterioplankton Communities of Crater Lake, OR: Dynamic Change with Euphotic Zone Food Web Structure and Stable Deep Water Populations", *Hydrobiologia*, v.574, pp.161-177.
- VALLAEYS, T.E., TOPP, E., MUYZER, G., MACHARET, V., LAGUERRE, G., RIGAUD, A., SOULAS, G., 1997, "Evaluation of Denaturing Gradient Gel Electrophoresis in the Detection of 16S rDNA Sequence Variation in Rhizobia and Metanotrophs", *FEMS Microbiology Ecology*, v. 24(3), pp. 279-285.
- VAN DER GAST C.J., LILLEY, A.K., AGER, D., THOMPSON, I.P., 2005, "Island Size and Bacterial Diversity in an Archipelago of Engineering Machine", *Environmental Microbiology*, v. 7(8), pp. 1220-1226.
- VAN DER GUTCH, K., VANDERKERCKHOVE, T., VLOEMANS, N, COUSIN, S, MUYLAERT, K., SABBE, K., GILLIS, M., DECKLEK, S., DE MEESTER, L., VYVERMAN, W., 2005, "Characterization of Bacterial Communities in Four Freshwater Lakes Differing in Nutrient Load and Food Web Structure", *FEMS Microbiol Ecol*, v.53(2), pp.205-220.
- WARD, J.V., 1998, "Riverine Landscapes: Biodiversity Patterns, Disturbance Regimes, and Aquatic Conservation", *Biological Conservation*, v. 83(3), pp. 269-278.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D.B., CLARET, C., 2002, "Riverine Landscape Diversity", *Freshwater Biology*, v.47, pp. 517-540.
- WU, L., ZGANG, T., FENG, W., ZHANG, X., LI, W., "PCR-DGGE Fingerprinting Analysis of Plankton Communities and its Relationships to Lake Trophic Status", *Internat. Rev. Hydrobiol.*, v.94(5), pp. 528-541.

YANNARELL, A.C., TRIPLETT, E.W., 2005, "Geographic and Environmental Sources of Variation in Lake Bacterial Community Composition", *Applied and Environmental Microbiology*, v. , pp. 227-239.

ZHANG, R., WEINBAUER, M.G., QIAN, P.Y., 2007, "Viruses and Flagellates Sustain Apparent Richness and Reduce Biomass Accumulation of Bacterioplankton in Coastal Marine Waters", *Environmental Microbiology*, v.9(12), pp.3008-3018.

## 8. Anexos

Anexo 8.1. Resultados completos das variáveis abióticas e clorofila *a* dos lagos e do rio avaliados.

Anexo 8.1.1. Resultados completos das variáveis abióticas e clorofila *a* dos lagos e do rio avaliados nas águas altas.

	Prof.	Secchi	Temperatura (°C)	OD (%)	pH	Turbidez (NTU)	Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	NT (µM)	PT (µM)	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	Estirpes Bacterianas (OTU)
Abuí	10.0	1.6	29.7	65.8	5.3	2.4	8.6	11.2	0.0	3.8	35.0
Acari	8.3	1.2	28.6	81.8	5.3	4.8	5.5	5.5	0.1	4.4	19.0
Ajudante	8.8	1.3	29.0	81.6	5.1	6.1	4.0	14.6	0.4	4.9	22.0
Aracuam do Meio	8.6	1.3	30.0	77.1	5.3	5.4	4.0	6.8	0.1	5.0	25.0
Bacabal	8.4	1.1	27.7	80.2	5.4	5.4	3.4	5.0	0.1	4.8	26.0
Batata 1	7.9	1.1	29.8	77.1	5.7	5.8	8.7	12.0	0.1	4.1	14.0
Batata 2	12.0	1.1	29.9	73.2	5.8	6.9	6.2	11.1	0.1	4.0	39.0
Batata 3	8.8	1.2	29.0	76.2	5.7	5.5	15.3	8.0	0.4	4.4	32.0
Batata 4	9.4	1.3	26.9	64.0	5.8	8.0	0.7	12.7	0.2	4.2	34.0
Carimum	10.0	1.2	30.5	89.0	5.2	5.9	5.3	7.4	0.3	6.8	21.0
Curuçá Grande	8.8	1.3	29.2	66.6	4.9	4.5	4.1	14.5	0.5	5.3	21.0
Curuçá Mirim	9.0	1.1	30.0	72.0	5.3	4.3	4.1	12.6	0.1	4.3	18.0
Erepecu	9.5	1.3	29.1	62.2	5.5	0.5	7.1	5.7	0.3	4.7	16.0
Farias	8.1	1.2	30.4	73.0	5.4	4.4	5.3	9.7	0.1	5.3	15.0
Flexal	11.0	1.8	28.5	84.0	5.4	5.5	4.6	10.4	0.0	7.8	24.0
Jacaré	9.0	1.2	30.6	78.4	5.9	4.5	7.3	12.9	0.4	5.8	13.0
Jibóia	8.4	1.2	29.0	77.3	5.9	6.4	8.9	8.6	0.0	5.6	23.0
Juquiri	10.0	1.4	30.8	102.1	5.3	2.7	10.9	11.0	0.2	4.3	24.0
Juquiri Mirim	9.4	1.6	29.7	73.3	5.5	3.7	8.6	6.9	0.1	4.4	22.0
Laguinho	11.0	1.2	29.4	88.5	5.4	5.9	9.6	5.7	0.0	5.4	21.0
Macaco	9.4	1.3	26.8	63.8	4.2	4.6	6.6	9.8	0.3	4.1	14.0
Mãe Cuer	13.0	1.3	28.0	72.5	5.5	5.3	3.5	10.5	0.0	4.5	18.0
Mateus	9.0	1.3	27.4	78.0	5.3	4.6	8.5	6.7	0.1	3.9	35.0
Moura	6.7	1.3	27.0	75.6	5.3	6.1	3.6	10.6	0.2	3.9	16.0
Mussurá 1	8.7	1.2	29.7	80.7	5.9	5.2	3.8	12.7	0.1	7.0	12.0
Mussurá 2	8.4	1.1	30.1	81.5	5.9	4.2	14.5	14.3	0.3	4.3	27.0
Mussurá 3	8.9	1.2	30.0	79.0	5.8	5.0	11.1	5.6	0.3	4.2	20.0
Palhau	12.0	1.4	27.9	79.0	5.1	4.5	1.2	11.4	0.0	4.4	20.0
Sapucá	9.1	1.2	29.4	55.8	5.6	2.8	6.4	5.5	0.0	3.8	16.0
Tapagem Grande	8.1	1.2	27.8	48.1	5.0	3.8	6.7	11.0	0.1	6.2	15.0
Tapagem Pequena	9.2	1.5	27.3	51.6	5.5	4.3	2.9	14.1	0.3	4.2	20.0
Trombetas 1	11.0	0.9	25.9	91.0	5.1	7.4	1.1	12.5	0.1	3.6	35.0
Trombetas 2	31.0	1.0	27.2	84.7	5.2	6.6	1.2	7.2	0.0	5.5	19.0
Trombetas 3	26.0	1.0	28.5	59.7	5.7	5.2	9.2	9.4	0.6	5.3	17.0

Anexo 8.1.2. Resultados completos das variáveis abióticas e clorofila *a* dos lagos e do rio avaliados nas águas baixas.

	Prof.	Secchi	Temperatura (°C)	OD (%)	pH	Turbidez (NTU)	Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	NT (µM)	PT (µM)	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	Estirpes Bacterianas (OTU)
Abuí	2.5	1.7	32.4	85.2	5.5	0.0	10.1	29.8	0.6	4.0	13.0
Acari	3.7	2.1	30.9	73.9	5.1	0.0	8.7	20.2	0.4	3.4	12.0
Ajudante	1.9	1.2	30.6	80.9	5.9	0.0	10.4	32.3	0.7	3.5	8.0
Aracuam do Meio	1.9	0.8	30.1	88.4	6.1	6.8	39.2	23.5	0.9	3.8	9.0
Bacabal	1.9	1.2	30.5	75.8	5.5	0.7	0.0	25.9	0.9	4.6	11.0
Carimum	1.9	1.1	32.4	86.0	5.1	0.5	18.4	38.5	1.1	3.3	4.0
Curuça Grande	2.1	1.7	32.4	81.9	5.5	0.0	12.4	36.4	0.8	5.5	19.0
Curuça Mirim	2.9	1.9	31.7	80.1	5.2	0.0	8.9	36.0	1.2	4.2	19.0
Erepecu	4.2	1.3	31.5	83.2	5.9	0.0	14.2	30.4	0.8	4.3	21.0
Farias	1.5	1.3	32.6	91.1	4.6	0.0	16.4	47.1	0.9	7.0	20.0
Jacaré	2.1	1.0	32.7	90.2	5.3	0.4	42.0	41.2	1.3	5.4	19.0
Jibóia	2.4	0.9	30.5	88.4	6.3	1.4	17.1	17.1	0.8	3.4	10.0
Juquiri	1.7	1.3	30.5	80.1	5.4	0.0	9.1	19.9	0.9	4.1	18.0
Juquiri Mirim	3.4	1.8	31.2	81.7	5.2	0.0	0.0	25.6	0.4	3.5	17.0
Laguinho	2.0	1.4	33.8	91.0	5.0	0.0	0.0	32.9	0.8	4.8	13.0
Macaco	2.3	1.6	29.9	57.4	5.7	0.6	14.2	43.5	1.2	6.6	7.0
Mãe Cuer	2.3	1.6	31.2	76.2	5.5	0.0	1.7	43.4	1.6	4.5	24.0
Mateus	1.6	1.6	32.6	89.7	5.2	0.0	26.1	40.6	0.9	5.6	23.0
Moura	5.0	2.1	30.5	78.0	5.4	0.0	6.7	30.3	0.9	3.7	8.0
Palhau	2.8	2.0	30.1	62.0	5.5	2.2	5.3	25.2	1.2	4.1	22.0
Sapucuá	1.4	1.0	28.8	70.8	7.7	31.8	20.0	41.2	2.7	4.6	18.0
Tapagem Grande	2.5	1.8	29.2	74.5	5.4	0.9	4.4	26.0	0.6	4.7	20.0
Tapagem Pequena	0.0	1.6	29.9	73.8	5.4	0.0	8.9	21.7	0.5	4.4	23.0
Trombetas 1	2.3	1.3	30.0	76.8	5.3	0.0	4.7	18.5	0.5	3.6	15.0
Trombetas 2	2.2	0.4	32.6	75.1	6.4	3.9	0.0	19.0	0.8	2.7	20.0
Trombetas 3	4.0	1.7	30.8	120.0	5.9	1.5	4.7	16.4	0.6	2.7	17.0

Anexo 8.2. Matriz de presença e ausência com os resultados completos do DGGE dos lagos e do rio avaliados.

Anexo 8.2.1. Matriz de presença e ausência com os resultados completos do DGGE dos lagos e do rio avaliados nas águas altas – Parte 1.

Lagos/UTO	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	w	x	y	z	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N			
Abuí	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0			
Acari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0			
Ajudante Aracuam do Meio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0		
Bacabal	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0		
Batata 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
Batata 2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1		
Batata 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	
Batata 4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1		
Carimum Curuça Grande	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1			
Curuça Mirim	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1		
Erepecu	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1		
Farias	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0		
Flexal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	
Jacaré	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Jibóia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1		
Juquiri Juquiri Mirim	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	
Laguinho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	
Macaco	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Mãe Cuer	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0
Mateus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	
Moura	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	
Mussurá 1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mussurá 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1
Mussurá 3	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Palhau	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	
Sapucuá Tapagem Grande	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tapagem Pequena	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	
Trombetas 1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0
Trombetas 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1
Trombetas 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 8.2.1. Matriz de presença e ausência com os resultados completos do DGGE dos lagos e do rio avaliados nas águas altas – Parte 2.

Lagos/UTO	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	w			
Abuí	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1		
Acari	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ajudante Aracuam do Meio	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Bacabal	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1		
Batata 1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
Batata 2	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0		
Batata 3	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
Batata 4	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
Carimum Curuça Grande Curuça Mirim	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Erepecu	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Farias	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Flexal	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Jacaré	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0			
Jibóia	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Juquiri Juquiri Mirim	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
Laguinho	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Macaco	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Mãe Cuer	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mateus	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Moura	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
Mussurá 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Mussurá 2	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
Mussurá 3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Palhau	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sapucaá Tapagem Grande Tapagem Pequena	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trombetas 1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Trombetas 2	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trombetas 3	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Anexo 8.2.2. Matriz de presença e ausência com os resultados completos do DGGE  
dos lagos e do rio avaliados nas águas baixas – Parte 1.

Lagos/UTO	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	w	x	y	z	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N				
Abuí	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0				
Acari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1		
Ajudante Aracuam do Meio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	
Bacabal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0			
Carimum Curuça Grande Curuça Mirim	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0		
Erepecu	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0		
Farias	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0			
Jacaré	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0		
Jibóia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0			
Juquiri Juquiri Mirim	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	
Laguinho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0		
Macaco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0		
Mãe Cuer	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	
Mateus	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Moura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Palhau	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1
Sapucá Tapagem Grande Tapagem Pequena	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	
Trombetas 1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	
Trombetas 2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	
Trombetas 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	



Anexo 8.2.2. Matriz de presença e ausência com os resultados completos do DGGE dos lagos e do rio avaliados nas águas baixas – Parte 2.

Lagos/UTO	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	w		
Abuí	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Acari	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ajudante Aracuam do Meio	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacabal	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curuça Grande	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curuça Mirim	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erepecu	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Farias	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jacaré	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jibóia	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juquiri Juquiri Mirim	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Laguinho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macaco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mãe Cuer	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Mateus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moura	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palhau	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sapucúá Tapagem Grande	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tapagem Pequena	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trombetas 1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trombetas 2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trombetas 3	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

# 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](#)