

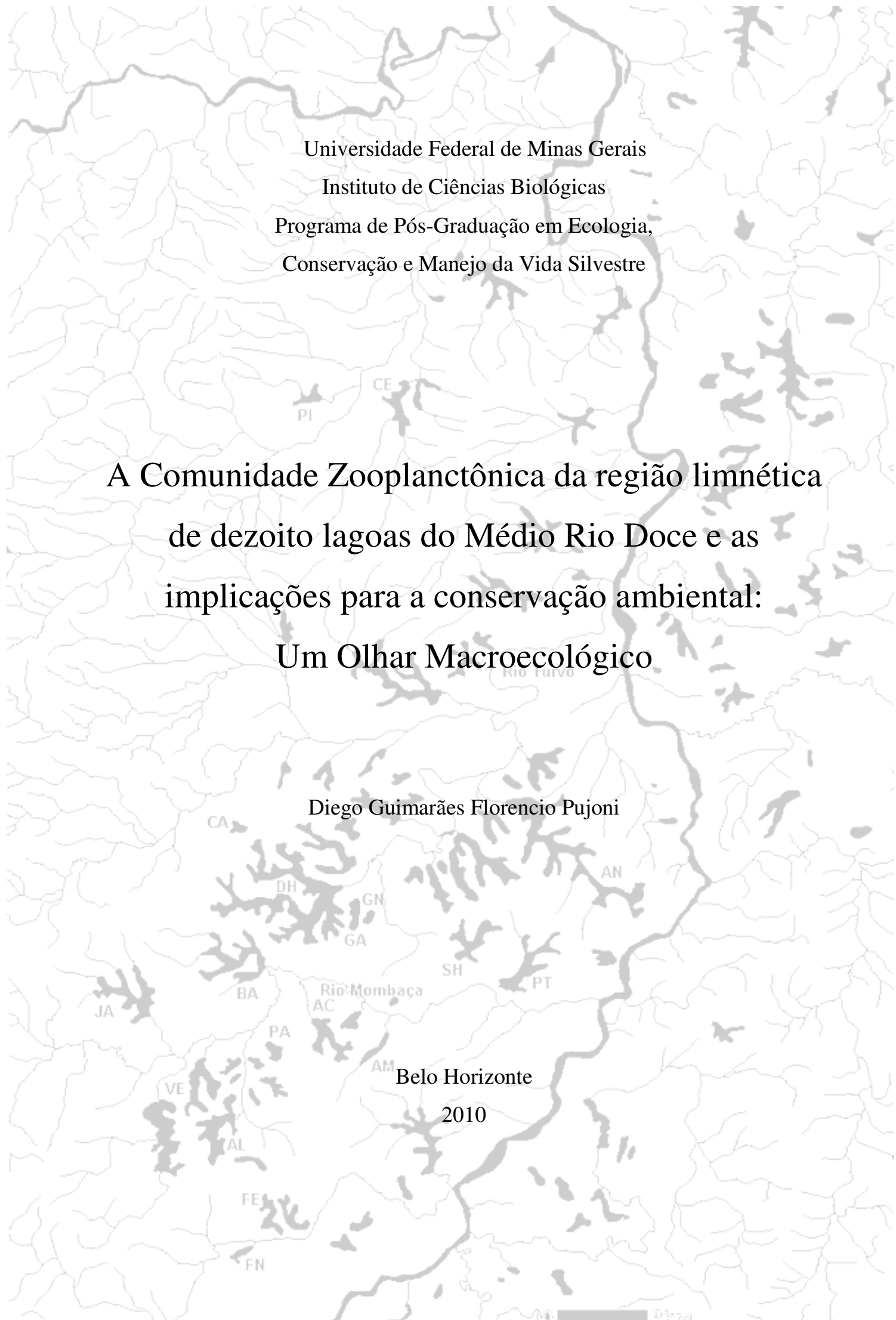
Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Manejo da Vida Silvestre

A Comunidade Zooplanctônica da região limnética
de dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as
implicações para a conservação ambiental:
Um Olhar Macroecológico

Diego Guimarães Florencio Pujoni

Belo Horizonte

2010



Diego Guimarães Florencio Pujoni

A Comunidade Zooplanctônica da região limnética de
dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as implicações
para a conservação ambiental:
Um Olhar Macroecológico

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da
Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientadora: Paulina Maria Maia-Barbosa

Belo Horizonte

2010

Procurei, arduamente, uma forma de dedicar esse trabalho, na respectiva e justa medida, a tudo e a todos que direta ou indiretamente contribuíram para sua realização...

...e não é que encontrei?!...

A mim

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente à Professora Paulina por sempre ter apoiado minhas idéias e por ter me dado mais que uma orientação acadêmica, amor;

Ao Professor Alan, meu primeiro pai científico, pela paciência em me iniciar na vida acadêmica;

Ao Professor Francisco Barbosa por me incluir na sua equipe e por acreditar no meu trabalho;

À banca, Professora Sueli Aparecida Mingoti, Professor Luis Maurício Bini e Professor José Fernandes Bezerra-Neto por se disporem à leitura e análise do trabalho;

Aos meus pais, que mesmo não concordando com algumas de minhas atitudes, sempre estiveram ao meu lado, me apoiando. Obrigado pelo amor e pelo dinheiro também, não vamos ser hipócritas...;

Ao meu avô, por me ensinar o olhar biológico desde pequeno e à minha avó que com muito carinho me escutava falar sobre ele ininterruptamente;

Às minhas tias Sanami e Mirinha, dois grandes fortes onde eu costumo me esconder;

Aos meus primos-irmãos;

Aos “Inenarráveis” por deixarem claro que é muito importante estudar e pensar sempre no futuro, mas que não se pode deixar de lado as “abstrações” da vida, lê-se: Festa!;

À Pri, por me ensinar a amar as pessoas;

Aos amigos do laboratório de Ecologia do Zooplâncton e Ecologia de Processos e Qualidade da Água, por me receberem de braços abertos e pelas ajudas nas coletas e identificação das espécies;

Ao Sid, parte essencial para que as coletas ocorressem e prosseguissem;

À Cris, pelo incentivo (e ameaças) para seguir até o fim (me desculpe por tê-la enlouquecido com as estatísticas);

À Betânia, por me abrir as portas do mundo e à Andréia pelos momentos inesquecíveis;

À Rosinha, por sua paciência e amor infinitos;

Ao Marcelo e à Simone por gastarem e se desgastarem nas análises de água;

Aos professores da Estatística pela paciência para as minhas infinitas perguntas e aos colegas da sala por não me expulsarem dela;

Aos internos mestres e amigos do COLTEC;

Aos amigos do T.U. que faziam o meu dia terminar transbordando de alegria, mesmo com todas as análises atrasadas;

Aos amigos do curso de Ciências Biológicas e do mestrado em ECMVS pela troca de idéias, opiniões, olhares, carinhos;

Ao departamento de Geoprocessamento do IEF pelos mapas do Parque e ao Raimundo do IGAM, pelos dados meteorológicos.

Aos Programas de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração/UFMG (CNPq);

A CAPES e USFish pela bolsa e pelo financiamento dos meus estudos na Holanda;

A Universidade de Wageningen, especialmente ao professor Egbert van Nees, pela oportunidade de enriquecer minha formação.

Parafraseado o Professor Mario Alberto Cozzuol na aula de Paleontologia:

Quando um homem estuda um ambiente, visando a conservação, ele está nada mais que visando a conservação de si próprio.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
PRELÚDIO	3
1. PRIMEIRA PARTE: INTRODUÇÃO, OBJETIVOS, ÁREA DE ESTUDO E METODOLOGIA DE COLETA	5
1.1 INTRODUÇÃO.....	5
1.2 OBJETIVOS.....	11
1.2.1 Objetivo Geral	11
1.3 ÁREA DE ESTUDO.....	11
1.4 METODOLOGIA DAS COLETAS.....	14
1.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	19
1.5.1 Para interpretação dos gráficos “Box-Plot”	20
2. SEGUNDA PARTE: VARIÁVEIS ABIÓTICAS	21
2.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS ABIÓTICOS.....	21
2.2 RESULTADOS DOS DADOS ABIÓTICOS.....	22
2.2.1 Caracterização comparativa entre as lagoas.....	22
2.2.2 Seleção de variáveis para as Análises de Agrupamento.....	35
2.2.3 Análises de Agrupamento.....	36
2.2.4 Avaliação do grupo de lagoas situadas dentro/fora dos limites do PERD.....	45
2.3 DISCUSSÃO SOBRE OS DADOS ABIÓTICOS.....	47
3. TERCEIRA PARTE: VARIÁVEIS BIÓTICAS	49
3.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS BIÓTICOS.....	49
3.2 RESULTADOS DOS DADOS BIÓTICOS.....	51
3.2.1 Análise da Riqueza.....	51
3.2.2 Análise da Diversidade.....	56
3.2.3 Seleção das espécies para as Análises de Agrupamento.....	57
3.2.4 Análises de Agrupamento.....	58
3.2.5 Efeito da população de Chaoborus spp.....	64

3.2.6	Presença de espécies exóticas de peixes e a porcentagem de biomassa de cianobactérias.....	65
4.	PARTE QUATRO: RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS.....	67
4.1	METODOLOGIA DE ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE OS DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	67
4.2	RESULTADOS DA RELAÇÃO ENTRE OS DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	68
5.	PARTE CINCO: RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	72
5.1	METODOLOGIA DE ANÁLISE DAS RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	72
5.2	RESULTADOS DA ANÁLISE DAS RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	72
6.	DISCUSSÃO.....	76
6.1	A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E SUAS RELAÇÕES COM OS FATORES ABIÓTICOS E ESPACIAIS.....	76
6.2	IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO.....	86
7.	CONCLUSÕES.....	88
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90
9.	ANEXOS.....	102

RESUMO

Dentre os fatores responsáveis pela estruturação das comunidades zooplanctônicas lacustres, os mais estudados são as variáveis físicas e químicas das lagoas e as relações de competição e de predação. Esses são fatores que atuam localmente excluindo espécies e diferenciando as comunidades de acordo com as características individuais de cada lagoa. Atualmente, uma atenção maior vem sendo dada aos fatores regionais, ligados principalmente à dispersão, como importantes na estruturação de comunidades. De forma contrária aos fatores locais, os fatores regionais tendem a homogeneizar as comunidades, promovendo um aumento da riqueza local. No presente estudo, dezoito lagoas foram selecionadas dentro dos limites do Parque Estadual do Rio Doce e em sua região de entorno com o objetivo de avaliar a influência dos fatores locais e regionais na estrutura de suas comunidades zooplanctônicas. O zooplâncton foi amostrado e foram analisadas algumas variáveis físicas e químicas das lagoas, bem como suas coordenadas geográficas. As amostragens foram realizadas em agosto e novembro de 2007 e fevereiro e maio de 2008. Segundo as características físicas e químicas, as lagoas se dividiram em dois grupos: pequenas/rasas-meso/eutróficas e grandes/profundas-oligotróficas. As análises estatísticas utilizadas mostraram que a importância dos fatores locais e regionais diferiu segundo as histórias de vida dos grupos zooplanctônicos. Copépodes Cyclopoida não se mostraram restritos nem às variáveis ambientais nem às espaciais, e Calanoida se mostraram restritos apenas espacialmente. Rotíferos estiveram relacionados somente às variáveis ambientais e os cladóceros se relacionaram tanto às variáveis ambientais quanto às espaciais. A introdução de espécies exóticas de peixes supostamente foi o principal impacto antrópico sofrido pelas comunidades. A presença de uma comunidade de macrófitas bem desenvolvida foi tida como mitigadora desse impacto. Estratégias de Biogeografia da Conservação foram propostas com base tanto nos fatores locais, quanto nos regionais.

ABSTRACT

Among the zooplankton communities structuring factors, the most studied are the physical and chemical variables of the lakes and the role of competition and predation. These are factors that act locally excluding species and shaping communities according to individual characteristics of each lake. Increasing attention is being given to regional factors, mostly related to dispersion, as an important communities structuring factor. Contrary to local factors, regional factors tend to homogenize communities, promoting an increase on local richness. In this study eighteen lakes were selected within the boundaries of Rio Doce State Park and its surrounding region. The zooplankton communities were sampled, as well the physical and chemical characteristics of lakes ponds and their geographical coordinates. The sampling periods were in August and November 2007 and February and May 2008. We attempted to verify the influence of local and regional factors in explaining the different zooplankton communities structures found. According to the physical and chemical characteristics, the lakes were divided into two groups: small/shallow-meso/eutrophic and large/deep-oligotrophic. The importance of local and regional factors differed according to the life histories of the groups. Cyclopoida copepods were not restricted neither to environmental variables nor to space. Calanoida showed only spatially restricted. Rotifers were related only to environmental variables and Cladocerans were related both to environmental variables and space. The introduction of exotic fish species seems to be the main human impact suffered by the communities. The presence of a well-developed macrophyte community was seen as mitigating that impact. Conservation Biogeography strategies are proposed based both on local and regional factors.

PRELÚDIO

De forma inegável, por definição, “Líquido incolor, sem cheiro ou sabor, essencial à vida” (Novo Dicionário Eletrônico Aurélio).

Por mais que vida ainda não seja um conceito preciso (Silva, 2006); quando se trata de seres vivos, cuja definição já é mais palpável, não se conhece um só processo bio-físico-químico onde a água não seja essencial, atuando tanto como reagente, quanto como solvente. Água está presente no próprio conceito de ser vivo (Maturana & Varela, 1997). Sendo assim, o conceito água, utilizado em trabalhos científicos, deve sempre ser aplicado dentro de um contexto biológico.

Porém, saindo de um discurso unicamente biológico e englobando o econômico, água também é um recurso essencial à vida de uma empresa e conseqüentemente a todo sistema econômico. Apesar dessa obviedade, o pensamento econômico neoclássico não via os recursos naturais como pilares do modo de produção capitalista, sendo esses substituídos pela promessa tecnológica de independência (Já chegou a se pensar que a água seria um recurso ilimitado!). Resultado: em 2003 a ONU divulgou um relatório sobre a situação da água no mundo e fez uma alarmante estimativa de que, por volta de 2050, quase metade da população mundial sofrerá com a escassez de água (UNESCO). Somando-se a isso nossa preocupação com, o real e comprovado, aquecimento global (Nobre, 2007), não temos boas perspectivas para o futuro da nossa humanidade.

Apesar de o indivíduo, um único ser vivo, ser bastante sensível; a vida, como um todo, é extremamente resistente à extinção. Já passamos por várias glaciações, quedas de asteróides, bombas atômicas, alguns líderes de Estado e ainda continuamos vivendo. Assim, apesar das condições ambientais para as quais caminhamos, a vida não será destruída, não se podendo dizer o mesmo da nossa espécie. Frente a esse cenário, novas visões econômicas se voltaram para a importância do meio ambiente, já que a tecnologia não foi capaz de suprir a falta dos recursos naturais na qualidade e quantidade necessárias para o desenvolvimento econômico (Costanza, 1997).

Coevoluindo paralelo ao pensamento econômico, que atualmente resolveu englobar o ecológico, estava o pensamento biológico. Este partiu de uma visão preservacionista egoísta, na qual sociedade humana e ecossistemas preservados eram vistos como mutuamente

exclusivos, para um conceito conservacionista de ecossistema, no qual sociedade, economia e ambiente andariam de mãos dadas, interagindo numa simbiose mutualística. Essa é uma visão mais aplicável à nossa realidade, pois não se pode pensar em excluir o homem do seu próprio ambiente para preservar este ambiente. Mas há um pouco de utopia, já que essa relação homem-natureza ainda demorará muito para realmente se constituir um mutualismo, se é que isso um dia ocorrerá.

Frente à rápida degradação ambiental devido ao uso indiscriminado dos recursos naturais, uma solução paliativa foi a criação de parques e reservas biológicas. Os primeiros, criados por preservacionistas para excluir o homem de seu domínio, os demais, criados por conservacionistas, onde práticas de conservação eram aplicadas com o intuito de se estabelecer a relação homem-natureza (Brito, 2000). Independente dessas reservas terem sido criadas sob uma visão preservacionista ou conservacionista, elas foram de crucial importância para que atualmente pudéssemos ter esses laboratórios para estudarmos essa fisiologia da Terra. Existe a esperança, a mesma vã de Pandora, que, se conhecendo esse metabolismo, poderíamos tratar o Planeta, que nada mais possuiu senão um câncer metastático bastante invasivo.

O Professor Carlos Nobre em uma palestra para um Workshop sobre Crise da Água e o Desenvolvimento Nacional chamou nossa atenção para a seguinte questão: A crise econômica pela qual passamos (Soros, 2008) aconteceu sem grandes alarmes precedentes, chegando de surpresa para muitas empresas. Entretanto, com a liberação de uns pacotes de alguns trilhões pelos governos, foi acalmada e o mercado não entrou em colapso. Ambientalistas há muito tempo vêm alertando o mundo sobre uma crise ambiental pela qual passaríamos, caso não mudássemos nosso modo de produção capitalista. Se um dia essa crise realmente sair do controle, serão necessários muito mais que alguns trilhões para evitarmos o colapso da nossa espécie.

Mas bem que, assim como a vida, a mente humana é bastante resistente e sempre encontrou caminhos alternativos quando pressionada. Será que conseguirá encontrar uma saída para essa possível crise ambiental?

Espero muito que isso seja verdade...

1. PRIMEIRA PARTE: INTRODUÇÃO, OBJETIVOS, ÁREA DE ESTUDO E METODOLOGIA DE COLETA

1.1 INTRODUÇÃO

Os processos estruturadores das comunidades podem ser divididos entre os que atuam em escala local e os que atuam em escala regional. Entre os processos locais podemos citar os padrões unimodais da riqueza e diversidade do plâncton com o estado trófico dos lagos, ou a produtividade primária (Dodson, 1992; Dodson *et al.*, 2000; Jeppesen *et al.*, 2000; Barnett & Beisner, 2007). Juntamente com esses, são clássicos os estudos que demonstram as interações bióticas, principalmente a competição interespecífica e a predação, afetando a riqueza e a distribuição da abundância das espécies dentro das comunidades. A competição intraespecífica é descrita como causa de exclusão de espécies e consequente queda da riqueza em ambientes estáveis (Hardin, 1960; Hebert, 1982). Entretanto, para os ecossistemas aquáticos, o conceito “estável” não pode ser naturalmente aplicado e flutuações ambientais podem possibilitar a coexistência de espécies competidoras (Hutchinson, 1961; Kirk, 2002).

A predação tem efeito significativo nas abundâncias e consequentemente na estrutura da comunidade (Gliwicz, 2002), podendo ter um efeito positivo na riqueza, promovendo indiretamente a coexistência de espécies, por diminuir a abundância de competidores e/ou predadores (Paine, 1966; Shurin & Allen, 2001), mas também pode ter efeito contrário extinguindo espécies diretamente através da relação predador-presa e indiretamente, aumentando a competição por refúgios, sendo que o resultado final é o balanço resultante entre essas duas forças opostas (Schoener & Spiller, 1996). Para a comunidade zooplânctônica o tamanho corporal é um fator discriminante nas taxas de predação. Distinguem-se os predadores vertebrados, que tendem a selecionar presas maiores, dos predadores invertebrados, que normalmente se restringem a presas menores (Brooks & Dodson, 1965). A exemplo, as larvas da família Chaoboridae são os predadores invertebrados mais importantes da comunidade zooplânctônica em ambientes tropicais (Fernando, 1994). Os hábitos alimentares variam entre os quatro instares, refletindo o diâmetro do aparato bucal, sendo que os dois primeiros instares se alimentam preferencialmente de fitoflagelados e rotíferos e os dois últimos de organismos maiores como cladóceros, incluindo-se aí, os copépodos (Arcifa, 2000). Dessa forma a proporção de cada instar na população dessas larvas

pode determinar impactos diferentes na comunidade zooplancônica. Experimentos em campo e em laboratório tem demonstrado que essas larvas são capazes de causar mudanças significativas em populações de cladóceros (Castilho-Noll & Arcifa, 2007). No Parque Estadual do Rio Doce (PERD), altas populações de larvas de *Chaoborus* spp. foram relacionadas a baixas riquezas de cladóceros, chegando ao extremo da extinção de cladóceros limnéticos na lagoa Carioca e consequente aumento nas abundâncias de cianobactérias. Esse processo foi denominado de Cascata Trófica Invertida, já que após a introdução dos peixes observou-se um aumento da biomassa fitoplânctônica e não uma diminuição como era esperado segundo a hipótese da Cascata Trófica proposta por Carpenter *et al.* (1985) (Pinto-Coelho *et al.*, 2008).

A respeito dos processos regionais capazes de atuar na estrutura das comunidades, existem os que atuam em escalas de tempo e espaço maiores, como os processos de especiação, e os que atuam em escala de tempo e espaço menores, como a dispersão (Ricklefs, 1987), sendo que os primeiros possuem menor importância para os ecossistemas aquáticos, já que estes possuem vida geológica relativamente curta (Dumont, 1980).

Na mesma linha de pensamento da divisão dos processos estruturadores em locais e regionais, a diversidade total de um ecossistema, *diversidade gama*, pode ser dividida em dois componentes: um componente local, interno da comunidade, chamado de *diversidade alfa*, e outro regional, entre comunidades, a *diversidade beta* (Whittaker, 1972). Entretanto a diversidade gama não deve ser vista como a simples soma das duas diversidades; ela é o resultado do balanço de duas forças contrárias: as interações locais, que tendem a diminuir a riqueza local e diferenciar as comunidades, e os processos de dispersão, que tendem a aumentar a riqueza local, rumo a uma homogeneização de todo o sistema (Cottenie & De Meester, 2004). É recente a aceitação pela comunidade científica, de que a comunidade só pode ser compreendida dentro de um contexto histórico e biogeográfico. Os estudos macroecológicos na área da limnologia são bastante recentes, muitos deles após o ano 2000. O próprio conceito de metacomunidade é recente, baseado em metapopulação, onde temos comunidades ligadas entre si por processos de dispersão (Holt, 1991).

Um dos objetivos das pesquisas de um ecólogo de comunidades é a busca pelos principais fatores que atuam na determinação de quais espécies estarão presentes na comunidade e em qual abundância. Inicialmente, para os ecossistemas aquáticos, havia uma tendência a favorecer os fatores locais. Dumont (1980) apontou que “uma espécie não pode

conquistar o espaço se um hiperespaço adequado não estiver disponível”, ou seja, apesar da grande capacidade dispersiva do zooplâncton, os fatores locais seriam essenciais para o estabelecimento de uma espécie e para que a dispersão tenha efeitos significativos. Jenkins & Buikema (1998) também expuseram que a dispersão teria um efeito secundário na explicação de diferenças na estrutura das comunidades entre lagoas, já que as espécies se dispersam amplamente e passivamente pelo espaço. Pinel-Alloul *et al.* (1995) foram pioneiros em utilizar a posição geográfica dos lagos na explicação da estrutura de comunidades zooplanctônicas. Através de Análises de Correspondências Canônicas Parciais os autores puderam separar a parte da variação na estrutura das comunidades zooplanctônicas explicada pelos fatores abióticos, bióticos e espaciais em um estudo feito com 54 lagos de Québec. Entretanto uma das conclusões foi que os fatores espaciais agiam pouco na estruturação daquelas comunidades.

Se, por um lado, comunidades locais se mostram bem resistentes a invasões, refletindo uma soberania dos processos locais sobre os regionais, uma relação positiva entre diversidade local e regional indicaria que algumas comunidades aquáticas podem não estar completamente saturadas (Shurin, 2000). Assim, os conceitos de limitação local e regional da diversidade passam a ser aplicados também para ecossistemas aquáticos, e uma maior atenção é dada aos fatores regionais, antes pouco considerados para esses ambientes. Se as interações locais impedem o estabelecimento de novas espécies, a comunidade é limitada localmente, ou seja, mesmo com o aumento da diversidade regional, sua diversidade local permanece constante. Caso se observe um aumento da diversidade alfa concomitante a um aumento na diversidade beta, a comunidade é limitada regionalmente.

Atualmente quatro paradigmas estão em voga para explicar os padrões encontrados em metacomunidades (Leibold, *et al.*, 2004). Esses paradigmas são baseados em modelos matemáticos, e suas diferenças, nas suposições iniciais sobre a influência dos fatores locais e regionais na estrutura da metacomunidade. Os modelos “Species-sorting” e “Mass-effect” enfatizam os processos locais e assumem heterogeneidade entre ambientes, entretanto para o primeiro a dispersão dentro da metacomunidade não possui influência significativa, ao contrário do segundo modelo onde altas taxas de imigração estabelecem estruturas do tipo fonte-sumidouro (Mouquet & Loreau, 2002). Para os modelos “Patch-dynamics” e “Neutral”, os processos regionais são considerados mais relevantes, os ambientes são considerados semelhantes entre si e a diversidade limitada pela dispersão e pelas taxas de especiação e

extinção locais. A diferença entre os dois modelos está na capacidade competitiva das espécies, o modelo “Neutral” considera que as capacidades competitivas são iguais, e o “Patch-dynamics” as considera diferentes e capazes de afetar diretamente as taxas de extinções locais.

Para certos modelos já foram encontrados dados reais que respaldaram os cenários previstos (Leibold, *et al.*, 2004; Pandit *et al.*, 2009). As comunidades planctônicas são citadas como exemplo do modelo “Species-sorting”, já que existe uma boa correspondência entre sua estrutura e os fatores abióticos, além de uma resistência a invasões locais, ou seja, essas comunidades seriam moldadas principalmente pelos fatores locais (Leibold, *et al.*, 2004). Entretanto as estruturas das metacomunidades são multifatoriais e dificilmente serão explicadas apenas por um único modelo. Segundo Pandit *et al.* (2009) as influências dos fatores locais e regionais seriam diferentes para espécies generalistas e especialistas, havendo a necessidade de se recorrer a mais de um modelo para explicar a estrutura de toda metacomunidade.

Os três grupos zooplanctônicos mais representativos, Copepoda, Rotifera e Cladocera, diferem significativamente em suas estratégias adaptativas, entre elas o potencial reprodutivo, a capacidade competitiva e a evasão contra predadores (Allan, 1976). As diferenças nessas estratégias levam a conseqüências diretas nas flutuações sazonais da abundância e na biogeografia de cada grupo e, por extensão, na utilização como indicadores de qualidade ambiental. Dessa forma essas diferenças deveriam ser levadas em consideração quando se propõe explicar as estruturas dessas comunidades aquáticas.

Por apresentarem fronteiras bem definidas, ecossistemas lênticos são bons modelos de estudo dos efeitos individuais e interativos de fatores locais e regionais na estruturação de comunidades (Leibold, *et al.*, 2004; Lopes & Caliman, 2008). Um ótimo laboratório onde esse tipo de estudo pode ocorrer é o complexo lacustre do médio Rio Doce. As lagoas do Médio Rio Doce, apesar de se localizarem na mesma região, com histórias geológicas semelhantes, não são homogêneas quanto à qualidade da água. Essa diferença se deve principalmente à localização em relação aos limites do PERD, determinando o uso e ocupação do solo na área da bacia dessas lagoas. Entretanto, mais recentemente vem sendo observado que estar dentro dos limites do Parque não é condição *sine qua non* para que a qualidade da água seja boa, já que os efeitos da presença de espécies exóticas, principalmente de peixes piscívoros e da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, podem ter grande significância para a perda de

biodiversidade aquática e consequente queda da qualidade da água dessas lagoas (Godinho *et al.*, 1994; Souza, 2005; Pinto-Coelho *et al.*, 2008).

Os lagos localizados no interior do parque são protegidos por lei, por isso a pesca e o uso extrativista e recreacional são proibidos. Uma exceção é a Lagoa Dom Helvécio, uma das principais atrações turísticas dentro do PERD. Nessa, uma pequena área foi destinada para banhistas sendo permitida a pesca com varas. Excetuando a Lagoa Dom Helvécio e a Lagoa Carioca, os outros seis corpos d'água amostrados no interior do Parque possuem difícil acesso devido à mata densa, sendo, portanto, ambientes pouco alterados. As lagoas fora dos limites do PERD apresentam no entorno, principalmente, plantações de *Eucalyptus* spp.. Na Lagoa Jacaré, além do *Eucalyptus*, funciona um clube de pesca e a Lagoa Verde, localizada no distrito de Baixa Verde, é utilizada para pesca e recreação pelos moradores locais, além de abrigar um projeto de criação de peixes em tanques rede em parceria com o Instituto Estadual de Florestas (IEF). A lagoa Amarela é uma lagoa pequena que se encontra em avançado estágio de eutrofização natural, já tomada por macrófitas em quase sua totalidade. Assim, nesse complexo sistema, encontramos possibilidades de se estudar os efeitos de impactos antrópicos sobre as comunidades lacustres.

O Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/UFMG-site 4) apresentou na primeira fase, como um dos objetivos específicos: conhecer e catalogar a biodiversidade da região do Médio Rio Doce, a fim de caracterizar os principais impactos negativos sobre ela. Desde a década de 70 a comunidade planctônica do PERD e região do entorno vem sendo catalogada (Barbosa & Tundisi, 1980), embora de forma sistemática após a implementação do Programa PELD/UFMG (PELD, 2008). Apesar dessa não ser uma opinião unânime (Loreau *et al.*, 2001), sabe-se que o monitoramento da riqueza e da diversidade é uma ferramenta para se verificar possíveis impactos no funcionamento do ecossistema como um todo, sendo componente chave para propostas de monitoramento ambiental (Downing & Leibold, 2002; Declerck *et al.*, 2005).

A maioria dos trabalhos realizados no PERD possui um enfoque local, verificando as associações entre variáveis abióticas e os padrões de diversidade (Tundisi & Saijo, 1997). Outros estudos enfocaram as interações com os bancos de macrófitas na região litorânea influenciando positivamente a riqueza (Maia-Barbosa *et al.*, 2008; Aoki, 2010). Entretanto, pouca atenção ainda foi dada aos processos regionais atuando na diversidade. O trabalho de

Maia-Barbosa *et al.* (2006) foi o primeiro a se preocupar com uma escala maior que a local. Os autores não encontraram relações fortes entre a diversidade plantônica regional e os fatores abióticos, sugerindo que as diferentes histórias evolutivas de cada lagoa tiveram um papel mais importante na determinação da diversidade regional. Esse fato já foi comprovado por Jenkins & Buikema (1998) onde a sequência de colonização das espécies de zooplâncton foi fator fundamental para ter-se encontrado comunidades distintas em lagoas abioticamente semelhantes. Entretanto esses autores trabalharam com lagoas recém construídas, observadas por apenas um ano.

Para o zooplâncton são descritos vários modos de dispersão, essencialmente de maneira passiva, como dispersão por pássaros, pelo vento e pelos próprios seres humanos (Havel & Shurin, 2004). As ligações dos ambientes aquáticos por pequenos riachos também são importantes fontes dispersoras. Diferenças nos modos de dispersão sugerem que organismos maiores se dispersam mais lentamente que organismos menores sendo, portanto, mais restritos espacialmente (Shurin *et al.*, 2009). Organismos menores, como por exemplo os rotíferos e cladóceros, são partenogênicos, sendo assim, um único indivíduo é necessário para iniciar uma população. Além disso, organismos menores geralmente desenvolvem maiores populações, diminuindo a probabilidade de extinções locais e aumentando a probabilidade de dispersões passivas. A formação de ovos de resistência também é um fator importante para aumentar a capacidade dispersiva das espécies.

A existência de riachos perenes entre as lagoas do Rio Doce já foi comprovada por Latini & Petrere (2004). Esses ocorrem em períodos de elevada precipitação possibilitando uma permuta da fauna aquática entre as lagoas, já comprovada para os peixes (Latini, 2005).

Dessa forma, o presente trabalho teve por objetivo geral descrever e explicar as diferentes estruturas das comunidades zooplânctônicas encontradas em dezoito lagoas do Médio Rio Doce, buscando determinar as contribuições dos fatores locais e regionais na estruturação dessas comunidades. Devido às limitações amostrais, trata-se de um estudo essencialmente exploratório. As seguintes hipóteses foram formuladas:

- Além dos fatores locais, como a influência de variáveis abióticas e bióticas, o fator regional, como a distância geográfica entre lagoas, também possui importância significativa na explicação de padrões nas estruturas das comunidades zooplânctônicas nos lagos do Médio Rio Doce;

- Os efeitos dos fatores locais e regionais dependerão da história de vida e da capacidade de dispersão de cada espécie.

Assim, poderíamos predizer que as estruturas encontradas nas lagoas do PERD estariam relacionadas às suas características físicas e químicas, mas também relacionadas às estruturas das suas lagoas vizinhas. Essa relação seria mais evidente para organismos que possuem restrições em suas capacidades dispersivas, como copépodos, por serem dióicos, já que para organismos que se dispersam amplamente, como os rotíferos, a distância entre lagoas não seria um fator influente.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência de alguns fatores (bióticos, abióticos e espaciais) na estruturação dos principais grupos das comunidades zooplancônicas da região limnética de dezoito lagoas do sistema lacustre do Médio Rio Doce.

1.3 ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) localiza-se no trecho médio da bacia do Rio Doce (-19°29'24"-19°48'18", -42°28'18"-42°38'30"). Apesar de constituir o maior remanescente de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais (36.113 ha), quando observado como parte da Região Metropolitana do Vale do Aço, no leste do Estado de Minas Gerais (Figura 1), reduz-se a uma “pequena mancha” de mata em meio a um aglomerado industrial de destaque internacional. Essa “pequena mancha”, aparentemente inexpressiva, abriga uma biodiversidade gigantesca, sendo reconhecida como Área Úmida de Importância Internacional, após sua inclusão entre os sítios de Ramsar em dezembro de 2009.

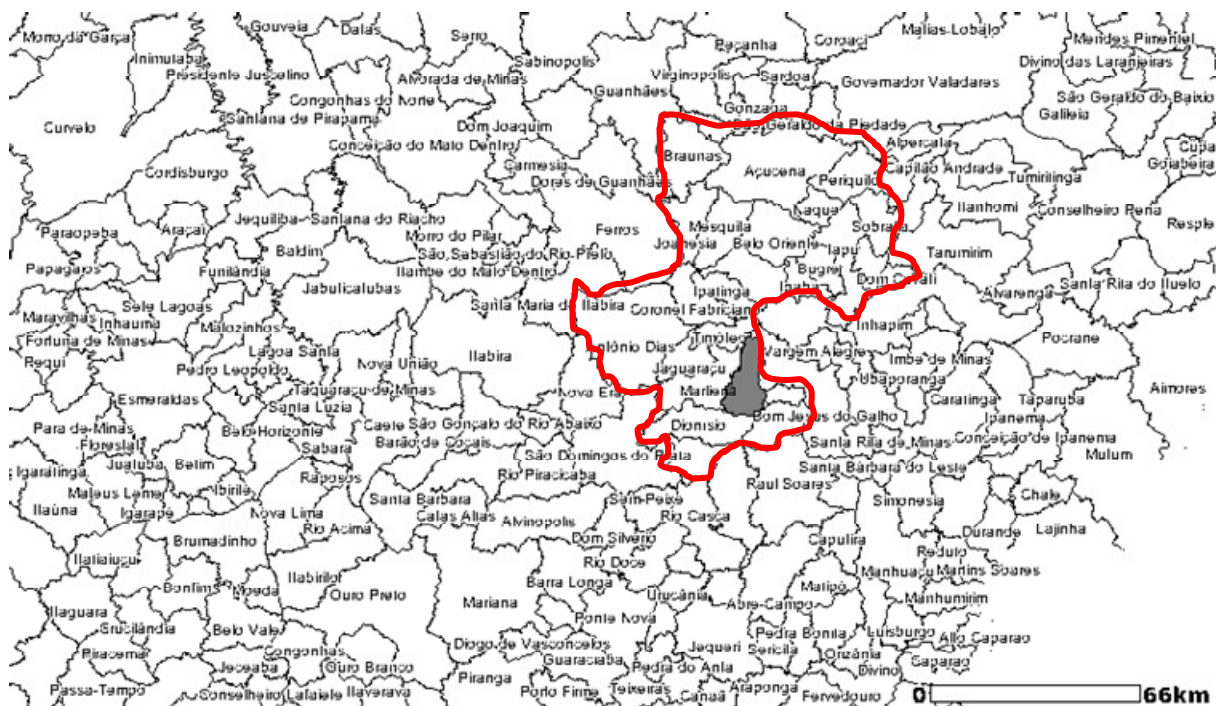


Figura 1: Posição do Parque Estadual do Rio Doce frente aos municípios da região leste do Estado de Minas Gerais. A Região Metropolitana do Vale do Aço está marcada em vermelho. Fonte: IEF.

Na região ocorre um extenso complexo lacustre formado a partir de barramentos que ocorreram no Quaternário (Mello *et al.*, 1999). Quarenta desses lagos estão protegidos dentro dos limites do PERD, ocupando, juntos, quase 10% (3529,7 ha) da área total dessa Unidade de Conservação (CETEC, 1981). Os demais ambientes encontram-se predominantemente em áreas de plantação de *Eucalyptus* spp.

As séries temporais apresentadas pela Estação Meteorológica de Ipatinga entre os anos de 2000 e 2006 (exceto 2003) mostram uma clara sazonalidade da temperatura e da pluviosidade na região (Figuras 2 e 3). Essa sazonalidade constitui dois períodos distintos comumente denominados de “seca” (de maio a agosto, com baixas temperaturas e pluviosidade) e “chuva” (de setembro a abril, com altas temperaturas e pluviosidade). Esse padrão corrobora os relatos anteriores que a região apresenta um clima tropical semi-úmido com características mesotérmicas (Nimer, 1989), com temperaturas em torno de 25°C, sendo seus limites entre 15°C e 30°C.

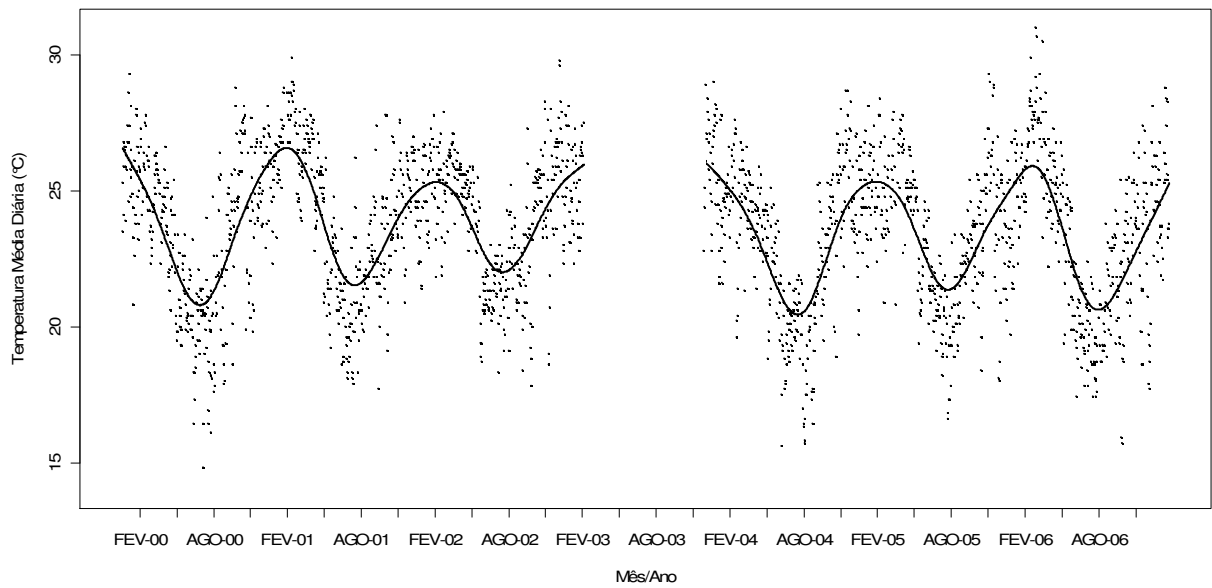


Figura 2: Série temporal para os anos de 2000 a 2006 (exceto 2003) para a temperatura média diária medida pela estação meteorológica de Ipatinga. Os pontos são os valores medidos pela estação e a linha é uma suavização do tipo Spline com parâmetro de suavização igual a 0,7.

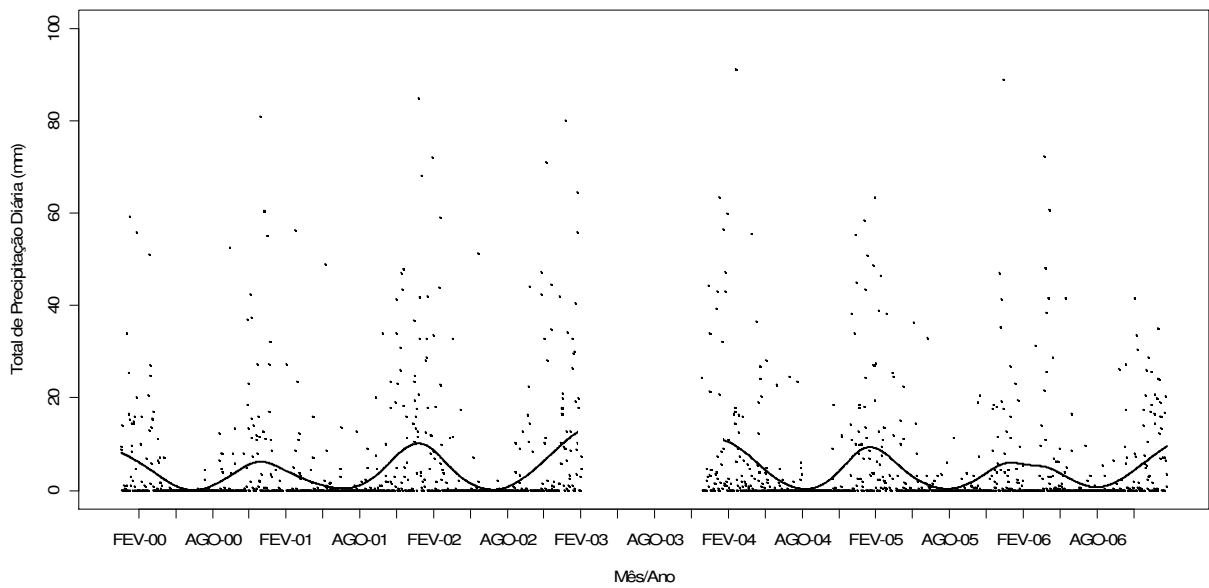


Figura 3: Série temporal para os anos de 2000 a 2006 (exceto 2003) para a precipitação diária medida pela estação meteorológica de Ipatinga. Os pontos são os valores medidos pela estação e a linha é uma suavização do tipo Spline com parâmetro de suavização igual a 0,7.

1.4 METODOLOGIA DAS COLETAS

Para este estudo, foram selecionadas 18 lagoas (Figura 4), sendo oito localizadas dentro dos limites do PERD (Aníbal, Carioca, Central, Dom Helvécio, Gambá, Gambazinho, Patos e Santa Helena) e dez, em sua área de entorno (Águas Claras, Almécega, Amarela, Barra, Ferrugem, Ferruginha, Jacaré, Palmeirinha, Pimenta e Verde). A escolha das lagoas amostradas foi feita conforme a viabilidade de acesso às mesmas. Suas coordenadas geográficas, bem como algumas características morfométricas, são apresentadas na Tabela 1.

As amostragens foram realizadas em intervalos trimestrais, de modo a abranger os períodos de seca (agosto de 2007), a transição entre os períodos de seca e chuvas (novembro de 2007), o período de chuvas (fevereiro de 2008) e a transição entre os períodos de chuvas e seca (maio de 2008).

Em cada ambiente, foram avaliados os perfis de temperatura da água, condutividade elétrica, pH e concentração de oxigênio dissolvido, com auxílio de sonda multiparâmetros Horiba U-22. Amostras para determinação da alcalinidade total e das concentrações de nitrogênio total (N-total), nitrato (N-NO₃-), nitrito (N-NO₂-), amônio (N-NH₄+), fósforo total (P-total), ortofosfato (PO₄-3) e silicato (SiO₃-2), segundo recomendações de Golterman *et al.* (1978), Machereth *et al.* (1978) e Koroleff (1976), foram coletadas em três profundidades, sendo a primeira na subsuperfície dos lagos, e as outras definidas com o auxílio do disco de Secchi (Cole, 1983) de modo a se considerar as profundidades correspondentes a 100%, 10% e 1% da luminosidade superficial, respectivamente. Para as lagoas rasas as coletas foram realizadas nas profundidades correspondentes a 100% e 10% da luminosidade superficial e, quando possível, a 0,5 m do fundo.

O epilímnio, chamado aqui de “Zona de Mistura” foi definido através dos perfis térmicos realizados de metro a metro ao longo da coluna d’água. O limite dessa zona de mistura (Isotherma) foi definido onde a diferença de temperatura entre duas medições fosse igual ou superior a 0,5 °C. A profundidade correspondente a 1% da radiação incidente na superfície foi considerada o limite da zona eufótica. Quando o desaparecimento visual do disco de Secchi ocorreu em profundidade superior a um terço da profundidade total, considerou-se que a profundidade da zona eufótica era igual à profundidade total do lago.

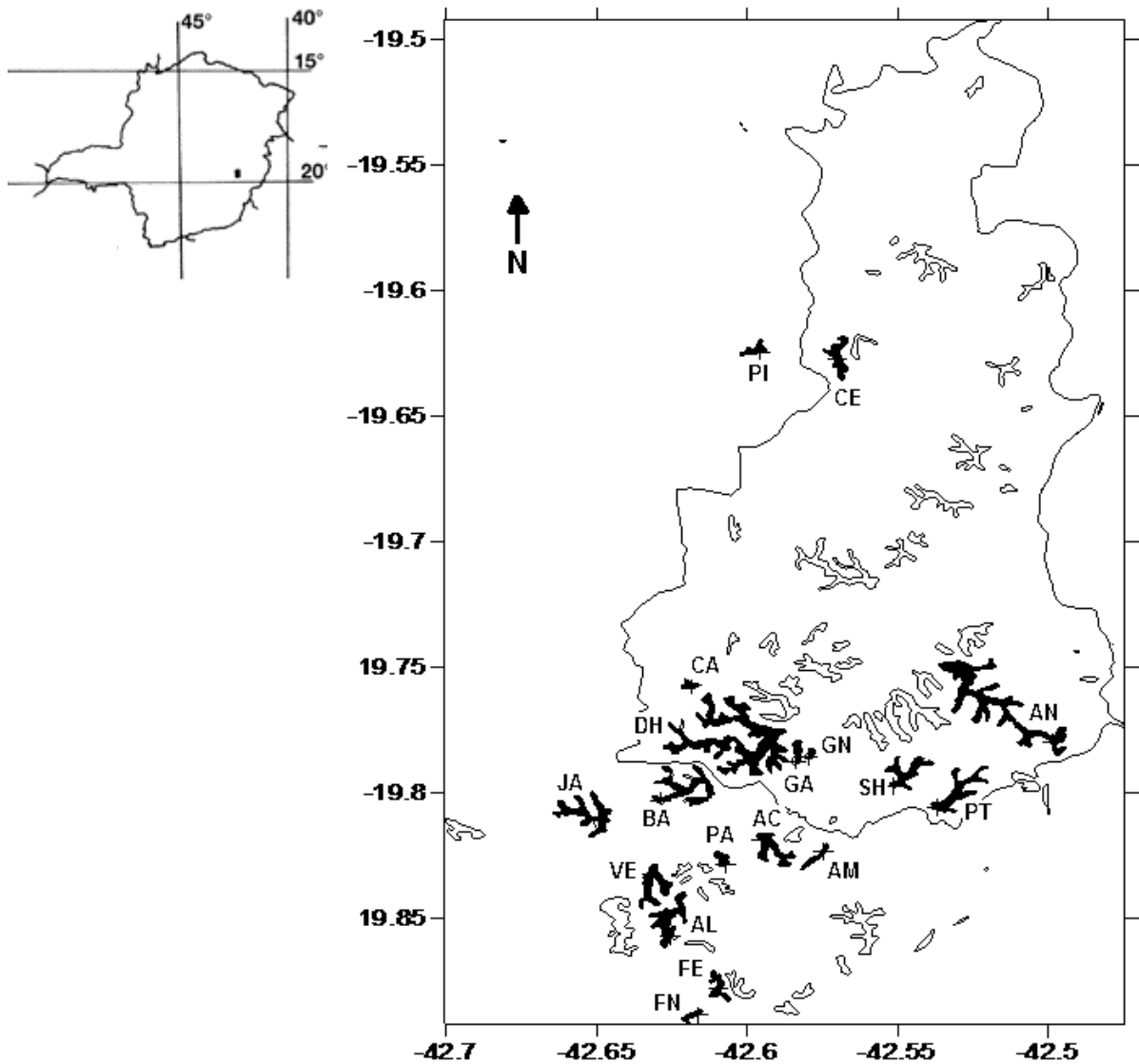


Figura 4: Mapa do Parque Estadual do Rio Doce, com suas lagoas. As lagoas amostradas nesse estudo estão preenchidas de preto.

Os perfis de radiação fotossinteticamente ativa foram realizados entre as 10:00 e as 14:00 com radiômetro modelo Li-Cor com sensor de quantum subaquático esférico (modelo LI 193). Através desses perfis, foram estimados valores para o coeficiente de atenuação escalar da luz (K_0).

Tabela 1: Sigla das lagoas, seus nomes, suas coordenadas geográficas, altitude, área, índice de desenvolvimento de margem (DL), média da profundidade total medida nos quatro períodos (agosto e novembro de 2007 e fevereiro e maio de 2008), suas localizações em relação aos limites do PERD e a situação sobre a presença ou ausência de espécies exóticas de peixes.

Sigla	Nome da Lagoa	Coordenadas	Altitude (m)	Área (Km ²)	DL	Média da Profundidade (m)	Localização em relação dos limites do PERD	Espécies exóticas de peixes
AC	Águas Claras	S 19° 49'06,9'' W 042° 35'42,5''	254	0.62	2.24	9.1	Fora	Presentes
AL	Almécega	S 19° 51'25,4'' W 042° 37'31,9''	268	0.92	2.44	6.4	Fora	Presentes
AM	Amarela	S 19° 49'23,1'' W 042° 34'28,7''	250	0.20	1.82	1.9	Fora	Presentes
AN	Aníbal	S 19° 46'47,1'' W 042° 29'54,5''	237	2.75	4.29	5.1	Dentro	Presentes
BA	Barra	S 19° 48'11,1'' W 042° 37'43,6''	249	1.12	3.45	6.4	Fora	Presentes
CA	Carioca	S 19° 45'26,0'' W 042° 37'06,2''	270	0.12	1.28	9.4	Dentro	Presentes
CE	Central	S 19° 37'39,0'' W 042° 34'12,5''	264	0.51	2.03	4.5	Dentro	Presentes
DH	Dom Helvécio	S 19° 46'55,7'' W 042° 35'28,9''	257	3.81	4.93	27.5	Dentro	Presentes
FE	Ferrugem	S 19° 52'39,0'' W 042° 36'34,3''	270	0.34	2.01	3.3	Fora	Ausentes
FN	Ferruginha	S 19° 53'17,5'' W 042° 36'59,4''	273	0.13	1.61	3.9	Fora	Ausentes
GA	Gambá	S 19° 47'15,1'' W 042° 35'01,0''	209	0.23	1.40	11.0	Dentro	Presentes
GN	Gambazinho	S 19° 47'07,7'' W 042° 34'45,5''	260	0.09	1.13	9.3	Dentro	Ausentes
JA	Jacaré	S 19° 48'37,8'' W 042° 38'57,0''	269	1.05	2.90	7.6	Fora	Presentes
PA	Palmeirinha	S 19° 49'41,8'' W 042° 36'25,4''	271	0.20	1.28	5.6	Fora	Presentes
PI	Pimenta	S 19° 37'27,4'' W 042° 35'44,3''	263	0.22	1.63	3.1	Fora	Não Avaliada
PT	Patos	S 19° 48'19,9'' W 042° 32'12,7''	257	0.86	2.83	7.3	Dentro	Presentes
SH	Santa Helena	S 19° 47'48,8'' W 042° 33'04,7''	262	0.68	2.42	9.0	Dentro	Presentes
VE	Verde	S 19° 49'55,2'' W 042° 37'54,1''	274	0.75	2.29	11.3	Fora	Presentes

Dois índices de estado tróficos (IET) foram utilizados: o Índice proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo *et al.* (1983) e o Índice de Vollenweider & Kerekes (1981) modificado por Salas & Martino (1991). O índice de Carlson (1977) se baseia nos valores da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, do teor de fósforo total e de clorofila-*a* corrigida pela feoftina, criando um índice específico para cada um. Os índices se baseiam nas correlações com a biomassa algal, sendo que os limites entre graus de trofia (oligo-meso-eutrófico) são definidos quando o valor da biomassa dobra.

$$IET(S) = 10 \times \left\{ 6 - \left[0,64 + \frac{\ln(S)}{\ln(2)} \right] \right\}$$

$$IET(P) = 10 \times \left\{ 6 - \left[\frac{\ln\left(\frac{80,32}{P}\right)}{\ln(2)} \right] \right\}$$

$$IET(CL) = 10 \times \left\{ 6 - \left[\frac{(2,04 - 0,695 \times \ln(CL))}{\ln(2)} \right] \right\}$$

Onde:

S = Profundidade do disco de Secchi (m)

P = Concentração de fósforo total (µg/L)

CL = Concentração de clorofila-*a* (µg/L)

Um índice geral pode ser obtido pela média aritmética dos três índices (Lamparelli, 2004). No presente trabalho utilizou-se a média apenas dos índices com os valores do disco de Secchi e da concentração de fósforo total.

Diferentemente do Índice de Trofia proposto por Carlson (1977), o Índice de Salas & Martino (1991) considerou o trabalho de Vollenweider & Kerekes (1981) e utilizou os critérios de Vollenweider (1983) como “padrão ouro” para a classificação da trofia, entre esses critérios estão: biomassa algal, razão Clorofíceas/Cianofíceas e as dinâmicas da produção primária e do oxigênio. Alguns lagos foram classificados segundo esses critérios do “padrão ouro”, e em seguida foram feitas medições de fósforo total e de clorofila-*a* nesses lagos. Assim, os autores determinaram a média e o desvio padrão para dos valores de fósforo total e clorofila-*a* de cada grupo trófico de lagos classificado pelo “padrão ouro”. Dessa forma não se tem limites precisos entre classes de trofia, mas sim probabilidades de se pertencer a

essa ou àquela classe, uma classificação bastante aplicável, já que a trofia dos lagos é um *continuum*.

Segundo Vollenweider (1983) a razão nitrogênio total/fósforo total pode ser utilizada como indicativo de limitação por este ou aquele nutriente. Razões menores que 9 indicariam limitação por nitrogênio, enquanto razões maiores que 9, limitação por fósforo. Estimativas das medianas dessas razões foram realizadas para as dezoito lagoas, a fim de se avaliar qual nutriente poderia estar sendo limitante para cada ambiente.

A biomassa de fitoplâncton total é o principal parâmetro indicativo da trofia do lago. Paralelo a esse estudo, um outro foi realizado com a comunidade fitoplânctônica (Barros, dados não publicados). As amostras foram coletadas nas mesmas lagoas, nas mesmas profundidades e nos mesmos períodos. As amostras de fitoplâncton foram coletadas e processadas, obtendo-se os valores de biomassa algal por grupo fitoplânctônico por amostra. A biomassa foi calculada através de medições dos volumes de cada espécie multiplicados pela respectiva abundância. O volume final foi convertido para biomassa considerando a densidade das células fitoplânctônicas igual a $1\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Costa *et al.*, 2009).

A partir de um mapa georreferenciado das lagoas do sistema lacustre do Médio Rio Doce, foi possível calcular a área e perímetro de cada lagoa. Assim, pode-se obter além da área superficial, o índice de desenvolvimento de margem das lagoas amostradas (Tabela 1).

Amostras da comunidade zooplânctônica para análises qualitativas foram coletadas através de arrastos verticais e horizontais sucessivos com rede de $68\mu\text{m}$ de abertura de malha. As amostras para análises quantitativas foram coletadas nas três profundidades definidas pelo disco de Secchi (correspondendo a 100%, 10% e 1% da radiação solar incidente na superfície do lago). Com o auxílio de uma bomba hidráulica, foram filtrados 200 litros de água em rede de $68\mu\text{m}$ de abertura de malha. O concentrado foi transferido para garrafas plásticas contendo solução de formalina 4% (Formaldeído 1,5%) neutralizada e com corante Rosa de Bengala. As contagens foram realizadas sob microscópio ótico em aumento de 100x, utilizando-se câmaras de Sedgewick-Rafter contando-se no mínimo 200 indivíduos da espécie dominante, mas não ultrapassando um limite de 10% do volume da amostra. Para a quantificação das larvas de *Chaoborus* spp., todo o volume concentrado foi passado por uma rede de $300\mu\text{m}$ (tecido organza sintético) e lavado com água para retirada de grande parte do microzooplâncton. Todo o material restante foi observado com o auxílio de lupa estereoscópica para quantificação de larvas de *Chaoborus* spp., adultos de *Notodiptomus* spp., *Mesostoma*

sp. e hidracarinos. As larvas de *Chaoborus* spp. ainda foram classificadas visualmente como “grandes” e “pequenas”. Para estimativa da diversidade foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1963)

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i)$$

Onde:

p_i = Abundância relativa da espécie i na comunidade.

S = O número total de espécies.

A identificação taxonômica específica foi feita sob microscópio de luz em aumentos de 200 a 1000x, com auxílio de bibliografia específica (Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Koste, 1978; Segers, 1995).

Em cada ponto de coleta foram anotadas as coordenadas geográficas com um GPS da marca eTrex Garmin. Os erros de localização ficaram em torno de mais ou menos três metros.

Um mapa com a hidrografia da região também foi utilizado para se avaliar possíveis ligações entre as lagoas (Figura 48)

1.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas e gráficos apresentados no presente trabalho foram realizados com o software R (R Development Core Team, 2009), uma linguagem de programação desenvolvida sob licença GNU (General Public License), ou seja, possui um sistema operacional livre e códigos abertos para modificação por qualquer pessoa. É um programa bastante utilizado na área estatística, porém pouco difundido na área biológica, principalmente por não ter, ainda, uma interface gráfica fácil de ser trabalhada. Apesar dessa dificuldade, é o programa de análises estatísticas mais atual, já que a cada pesquisa desenvolvida em análises de dados, um pacote estatístico é criado e pode ser baixado gratuitamente pela internet.

Preferiu-se dividir a análise dos dados em quatro partes, para melhor entendimento: análise dos dados abióticos, análise dos dados bióticos, análise das relações entre os dados abióticos e bióticos e análise espacial de ambos. No princípio de cada parte estará explicitada a metodologia estatística empregada e logo em seguida os resultados obtidos.

A cada análise estatística realizada neste trabalho foram informados entre parênteses o nome da função utilizada e o nome do pacote estatístico ao qual essa função pertence. Caso o pacote não tenha sido explicitado a função utilizada já é própria do programa R.

1.5.1 Para interpretação dos gráficos “Box-Plot”

Para comparações das variáveis físicas, químicas e biológicas entre lagoas foram utilizados os valores medidos nas três profundidades (100%, 10% e 1% da radiação solar incidente na superfície do lago), nos quatro períodos amostrados (agosto/07, novembro/07, fevereiro/08 e maio/08) (n=12). Para as comparações entre os períodos foram utilizados os valores das variáveis medidas em todas as dezoito lagoas nas três profundidades (n=54). Esses valores não apresentaram distribuição normal, mesmo após transformação, e a variância não foi constante entre os grupos. Além disso, por serem medidos em lagoas localizadas dentro da mesma região, não se pôde assumir o pressuposto de independência. Nessas situações, onde a estrutura da matriz de variância e covariância é desconhecida, não foi possível a aplicação de nenhum dos testes de hipótese para igualdades de parâmetros desenvolvidos até o momento. Foi utilizado, então, um método de ranqueamento onde esses pressupostos pudessem ser relaxados.

A metodologia Bootstrap de reamostragem (Efron & Tibshirani, 1993) se mostrou indicada para a construção de intervalos de confiança não-paramétricos para a mediana. Essa metodologia se baseia na reamostragem com reposição da amostra inicial, obtendo-se uma nova amostra, de onde se calcula o parâmetro de interesse, no caso a mediana. Esse procedimento é repetido um grande número de vezes fornecendo um grande número de medianas de onde se pode construir uma distribuição de probabilidade. A partir dessa distribuição, obtêm-se os percentis $\alpha/2\%$ e $(1-\alpha/2)\%$, correspondendo a intervalos percentílicos de $1-\alpha\%$ de confiança. Esse intervalo de confiança foi representado na forma de Box-plot para uma melhor comparação visual entre grupos. Para a comparação entre lagoas e entre os períodos amostrados um intervalo percentílico de 99% de confiança foi construído a partir de 10000 amostras bootstrap (Figura 5).

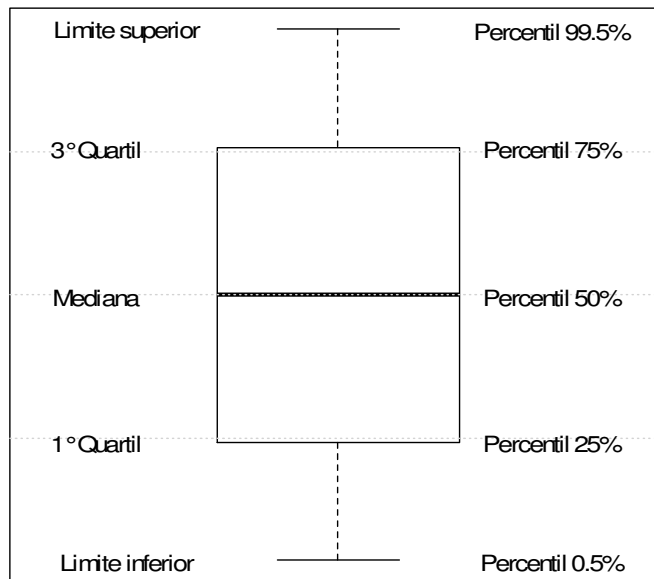


Figura 5: Legenda dos limites dos Boxplots utilizados para representar os intervalos de confiança de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap para o parâmetro estimado (Mediana).

2. SEGUNDA PARTE: VARIÁVEIS ABIÓTICAS

2.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS ABIÓTICOS

Para uma caracterização comparativa inicial entre as lagoas e entre os períodos, foram construídos intervalos percentílicos de 99% para a mediana a partir de 10000 amostras bootstrap. Para a comparação entre as lagoas os intervalos foram construídos utilizando-se os valores medidos nas três profundidades e nos quatro períodos amostrados (12 valores para cada lagoa) e para a comparação entre os períodos os intervalos foram construídos utilizando-se os valores medidos em todas as lagoas nas três profundidades (54 valores para cada período).

Das 31 variáveis abióticas mensuradas, obteve-se uma matriz de correlação de Spearman (função “rcorr” do pacote “Hmisc”). A partir dessa matriz procurou-se selecionar variáveis pouco correlacionadas entre si, mas que fossem conhecidamente importantes parâmetros limnológicos. Após a seleção, foram calculadas matrizes de similaridade para o grupo de todas as 31 variáveis e para o grupo apenas das variáveis selecionadas. Essas duas

matrizes foram correlacionadas entre si (função “mantel” do pacote “vegan”) a fim de quantificar a informação preservada pelas variáveis selecionadas. Utilizando a matriz de similaridade das variáveis selecionadas, Análises de Agrupamento Hierárquica (função “agnes” do pacote “cluster”) foram realizadas. Todas as matrizes foram calculadas com os valores padronizados das variáveis (diminuídos da média e divididos pelo desvio padrão), utilizando-se a distância Euclidiana e o algoritmo de agrupamento de Ward (Ward, 1963). Outros três métodos aglomerativos foram testados: simples, completo e média (UPGMA). Com a mesma matriz foi realizada a Análise de Agrupamento Não Hierárquica (função “pam” do pacote “cluster”) para confirmar os grupos encontrados pela Análise Hierárquica.

A partir dos grupos obtidos pela Análise de Agrupamento Não Hierárquica foram construídos intervalos percentílicos de 95% a partir de 1000 amostras Bootstrap (função “sample”) para a mediana dos valores de cada variável em cada grupo. Esse intervalo foi representado na forma de Box-plot para uma melhor comparação visual entre os grupos. O mesmo procedimento foi utilizado para se comparar o grupo de lagoas dentro dos limites do PERD com o grupo de lagoas do entorno.

2.2 RESULTADOS DOS DADOS ABIÓTICOS

2.2.1 Caracterização comparativa entre as lagoas

As estimativas das medianas através dos intervalos percentílicos mostraram fortes tendências a diferenças das características físicas e químicas entre as lagoas e entre os quatro períodos amostrados.

A maioria dos ambientes apresentou coluna d’água estratificada (Zona de Mistura/Profundidade Total < 1) durante as coletas realizadas em novembro de 2007 e fevereiro de 2008 e desestratificada (Zona de Mistura/Profundidade Total = 1) em agosto de 2007 e maio de 2008 (Figura 6). As exceções se referiram às lagoas Dom Helvécio (DH) e Carioca (CA), que possuíram uma mistura incompleta de sua coluna d’água nos quatro períodos de amostragem, e Amarela (AM), onde a coluna d’água manteve-se homogênea durante todo o período de estudo (Figura 7). Na lagoa Verde (VE) a circulação completa da coluna d’água ocorreu somente em agosto de 2007 e a lagoa Ferruginha (FN) esteve estratificada nas amostragens de agosto de 2007 e fevereiro de 2008

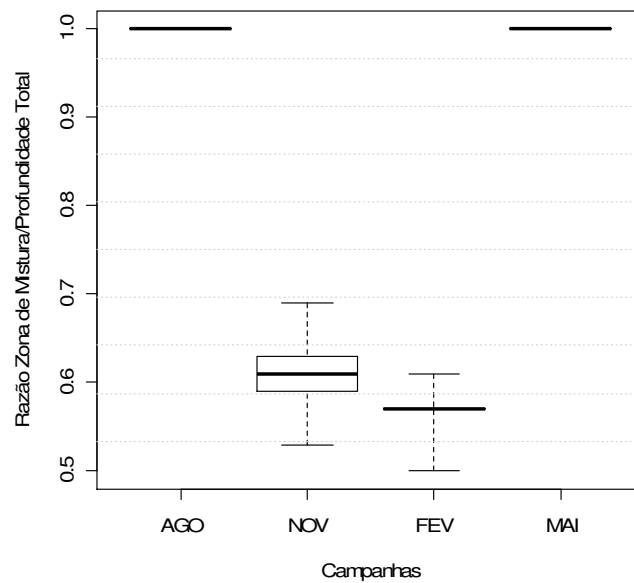


Figura 6: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da razão Zona de Mistura/Profundidade Total em cada amostragem.

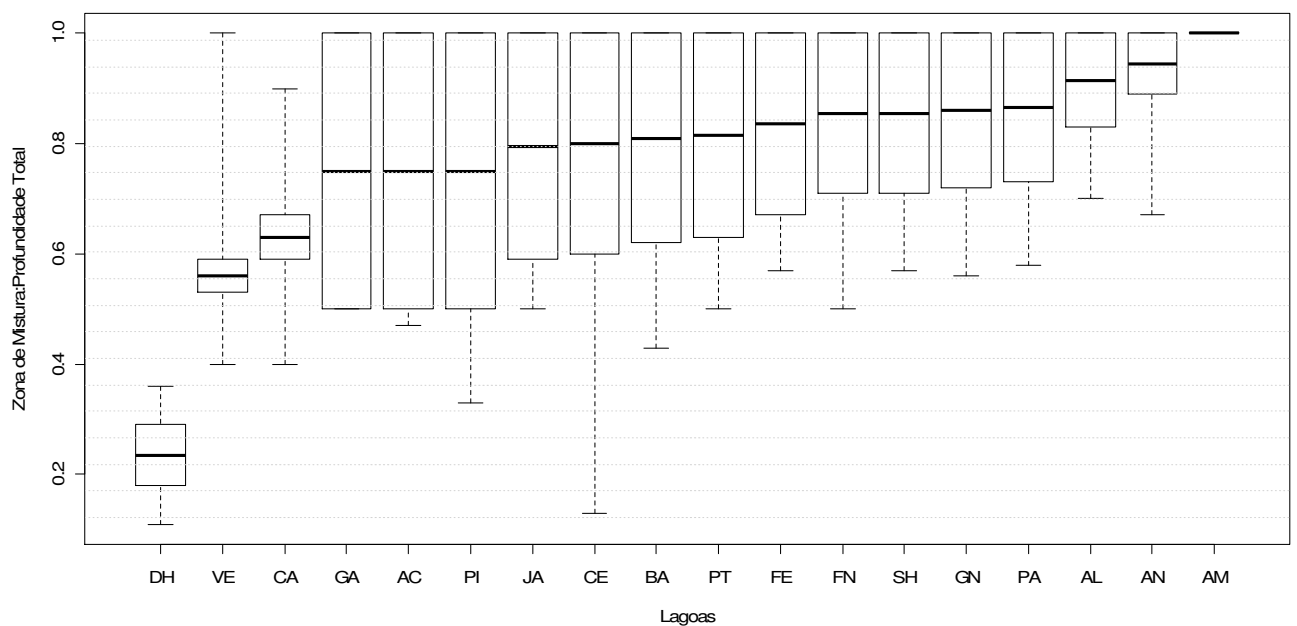


Figura 7: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da razão Zona de Mistura/Profundidade Total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008

Os valores obtidos para o coeficiente de atenuação escalar da luz (Figura 8) mostraram que as lagoas Amarela, Central (CE), Ferrugem (FE), Pimenta (PI), Ferruginha e Carioca são os mais turvos dentre os ambientes estudados. No entanto, a profundidade reduzida das lagoas

Amarela, Ferruginha e Pimenta (máximo de 4m), permitiu que a radiação solar incidente em suas superfícies alcançasse o fundo (Zona eufótica:Profundidade Total =1) (Figura 9). Nas lagoas Carioca, Central e Ferrugem, a radiação solar incidente na superfície manteve-se restrita a 50% da profundidade total observada nos pontos de coleta.

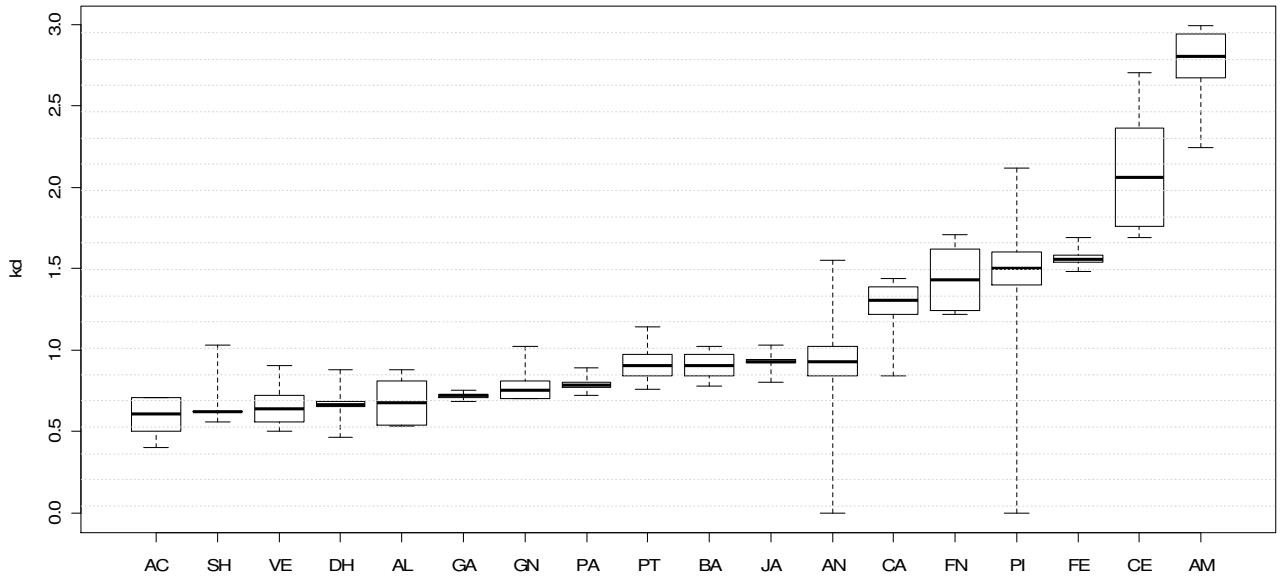


Figura 8. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas do coeficiente de atenuação escalar da luz (k_d) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.
Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008

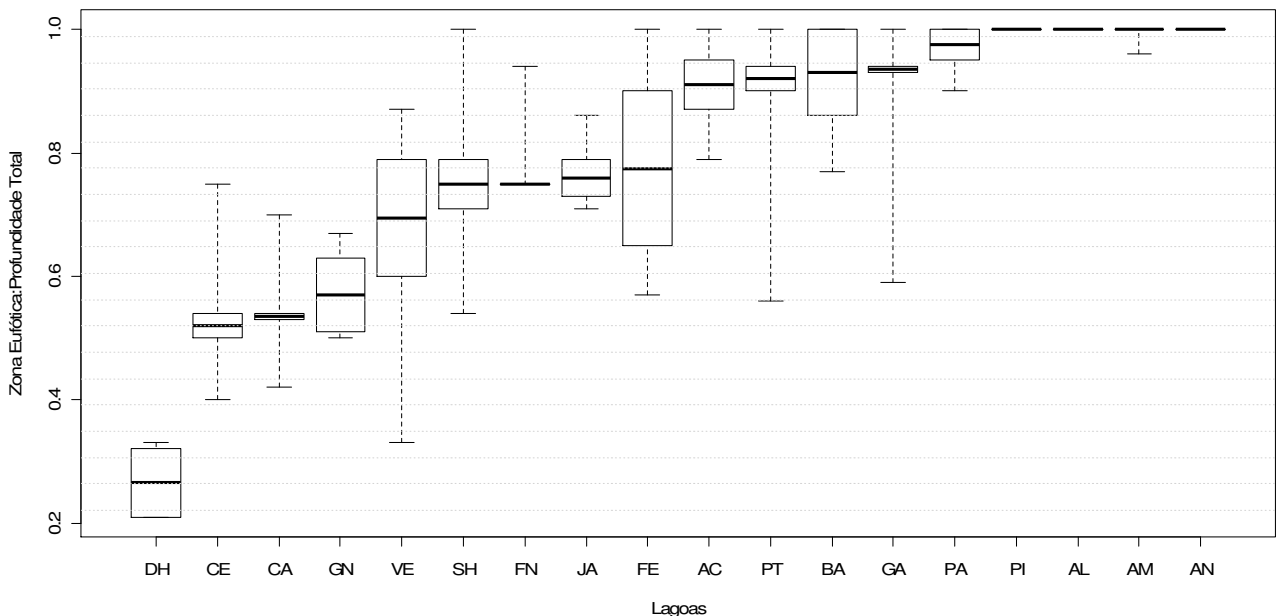


Figura 9. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da Razão Zona Eufótica: Profundidade Total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.
Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008

Em relação aos nutrientes, foram observados maiores valores de fósforo total, nitrogênio total, e íon silicato nas amostragens de novembro e fevereiro, período de chuvas e quando ocorre um maior aporte de material externo para o interior dos corpos d'água (Figuras 10, 11 e 12). Menores valores e menores variações na concentração de fósforo total entre os períodos de amostragem foram observados nas lagoas Águas Claras (AC), Almécega (AL), Aníbal (AN), Carioca, Dom Helvécio, Gambá (GA), Gambazinho (GN), Palmeirinha (PA) e Verde. Os demais ambientes mostraram uma variação temporal significativa, com medianas das concentrações de fósforo total superiores a $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 13).

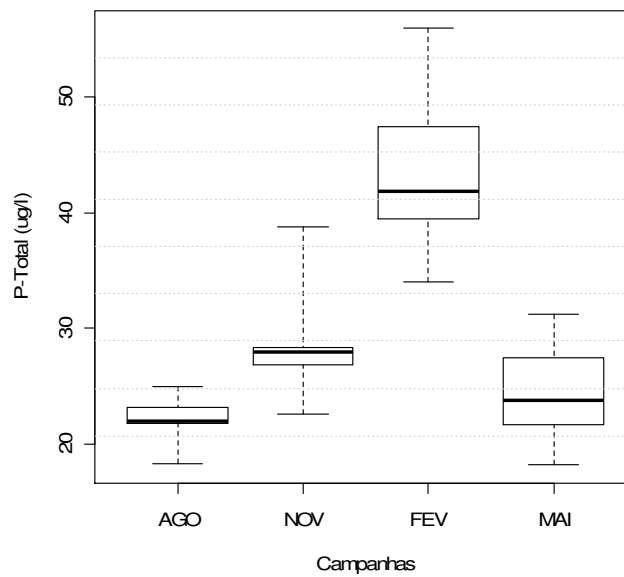


Figura 10: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração de Fósforo Total em cada período.

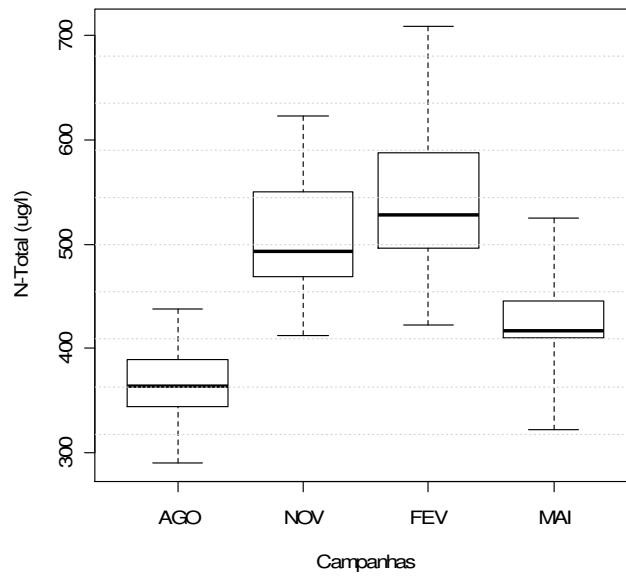


Figura 11: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração de Nitrogênio Total em cada período

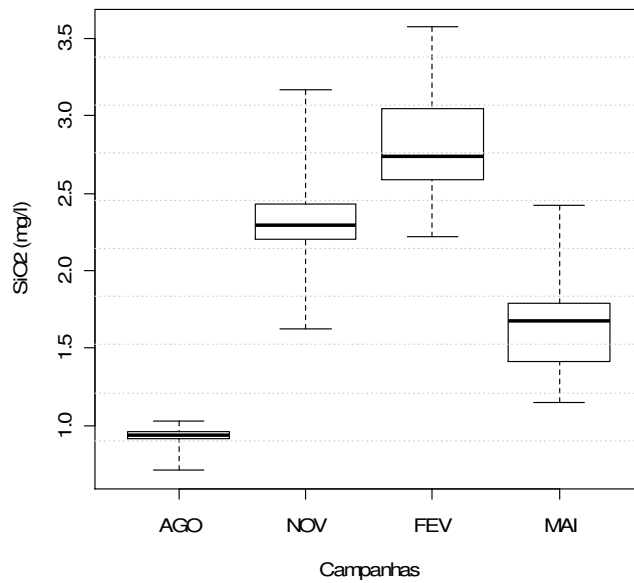


Figura 12: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração de íon silicato (SiO₂) em cada período.

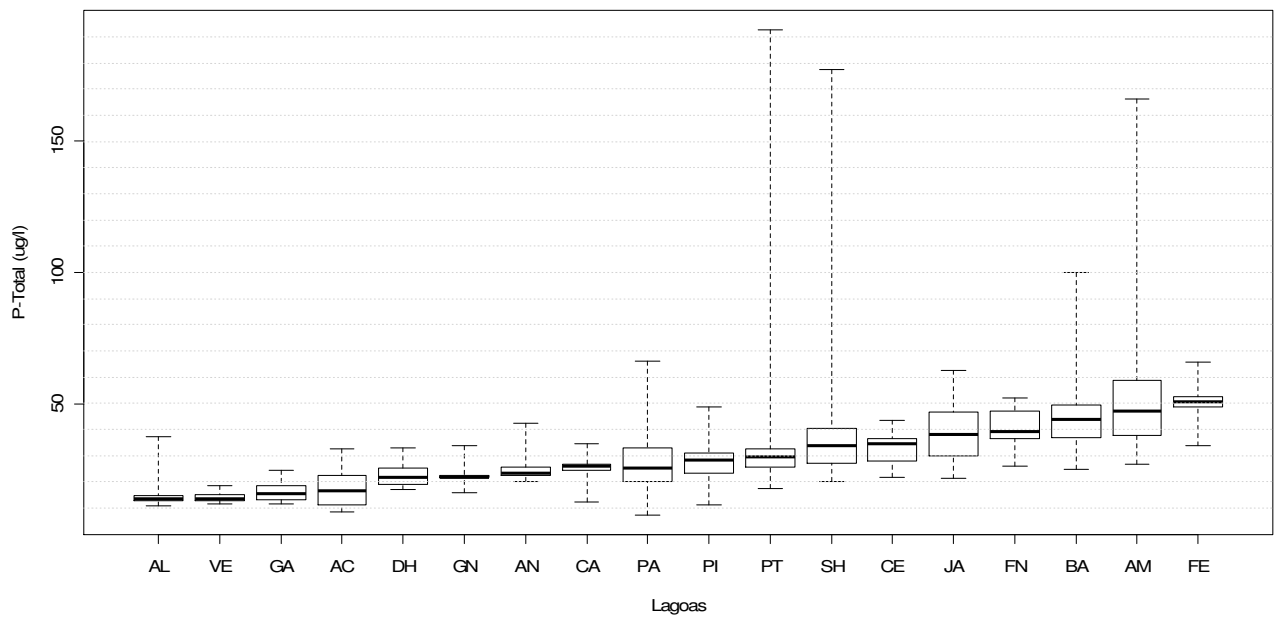


Figura 13. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas do teor de Fósforo Total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008

Os lagos apresentaram baixas concentrações de ortofosfato, com a maioria das medianas entre 2 e 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para maior parte dos ambientes estudados. As lagoas Palmeirinha, Dom Helvécio, Gambazinho e Carioca foram as únicas a apresentarem valores inferiores a

esta faixa, enquanto nas lagoas Pimenta, Patos e Amarela foram registradas medianas superiores a $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 14).

Com relação às formas nitrogenadas destacaram-se, pelas elevadas concentrações de nitrogênio total, as lagoas Ferrugem (686 a $1490 \mu\text{g.L}^{-1}$) e Ferruginha (501 a $1464 \mu\text{g.L}^{-1}$), enquanto Almécga apresentou as concentrações mais reduzidas (37 a $290 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 15). As concentrações de nitrato mantiveram-se geralmente inferiores a $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ para todas as lagoas. As lagoas Amarela e Central chamaram a atenção pelos maiores níveis de nitrito, íon encontrado em concentrações inferiores a $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos demais ambientes. Os níveis de amônia variaram bastante em cada lagoa, exceto para Santa Helena, Pimenta, Almécga e Ferruginha, onde baixas concentrações foram registradas em todas as amostras analisadas. Quando as formas dissolvidas de nitrogênio foram consideradas em conjunto (DIN), metade dos ambientes estudados apresentaram concentrações inferiores a $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ em (Figuras 16, 17, 18 e 19).

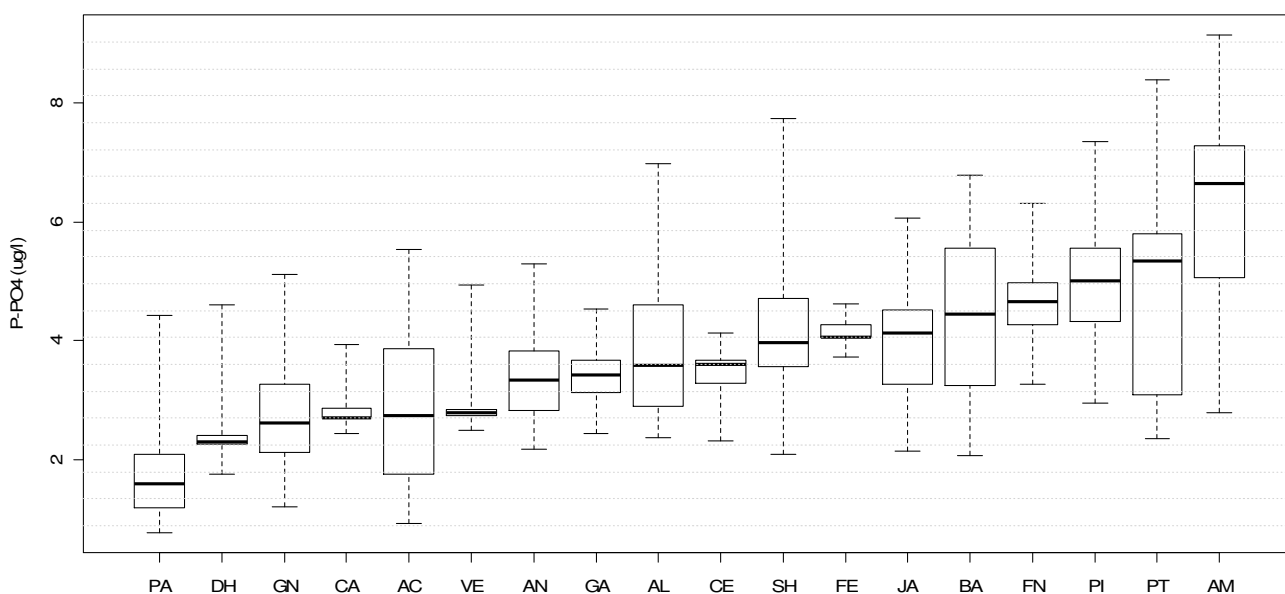


Figura 14. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração do íon ortofosfato (PO_4^-) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.

Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

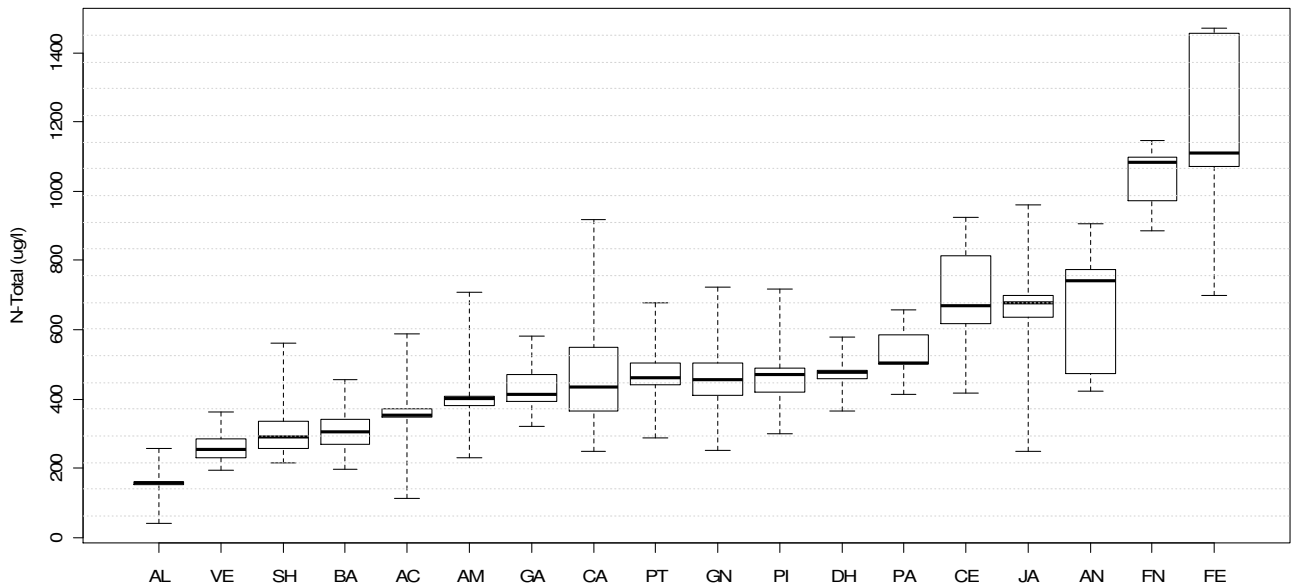


Figura 15: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas do teor de Nitrogênio Total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

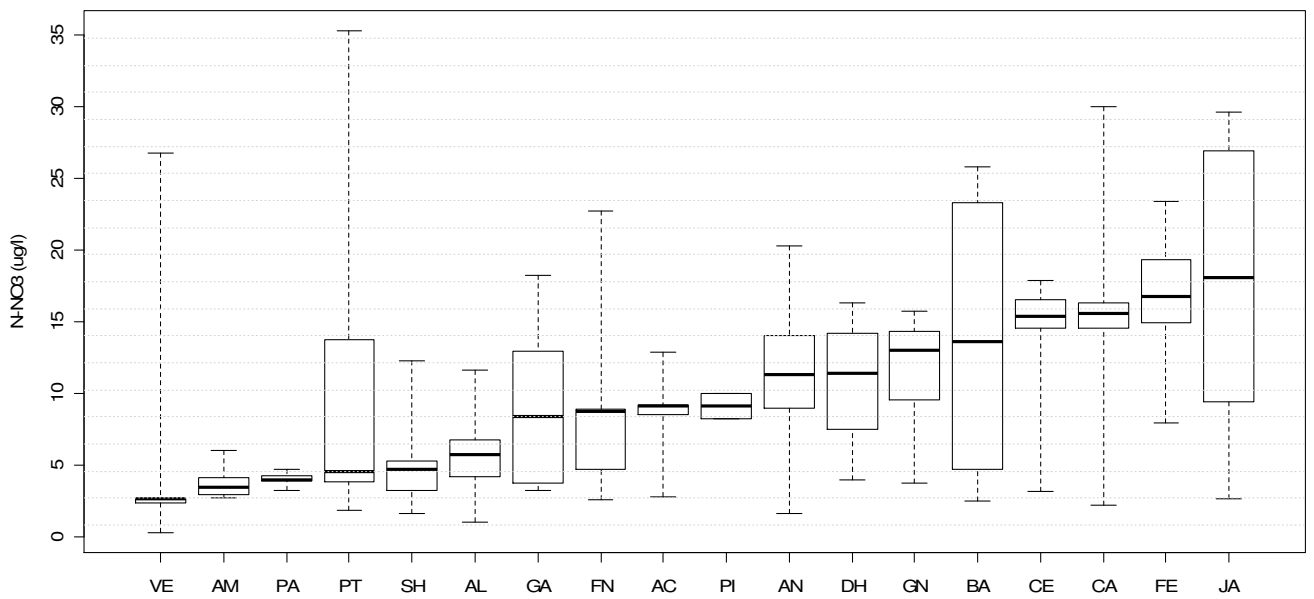


Figura 16: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração do íon nitrato (NO₃) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

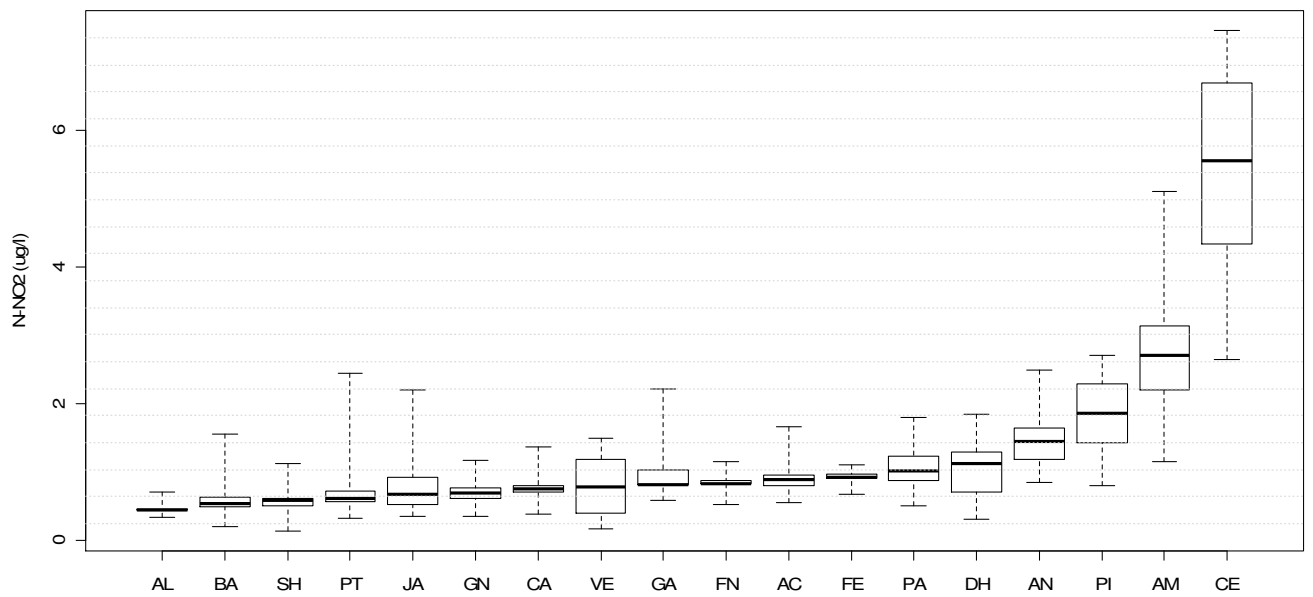


Figura 17: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração do íon nitrito (NO_2) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

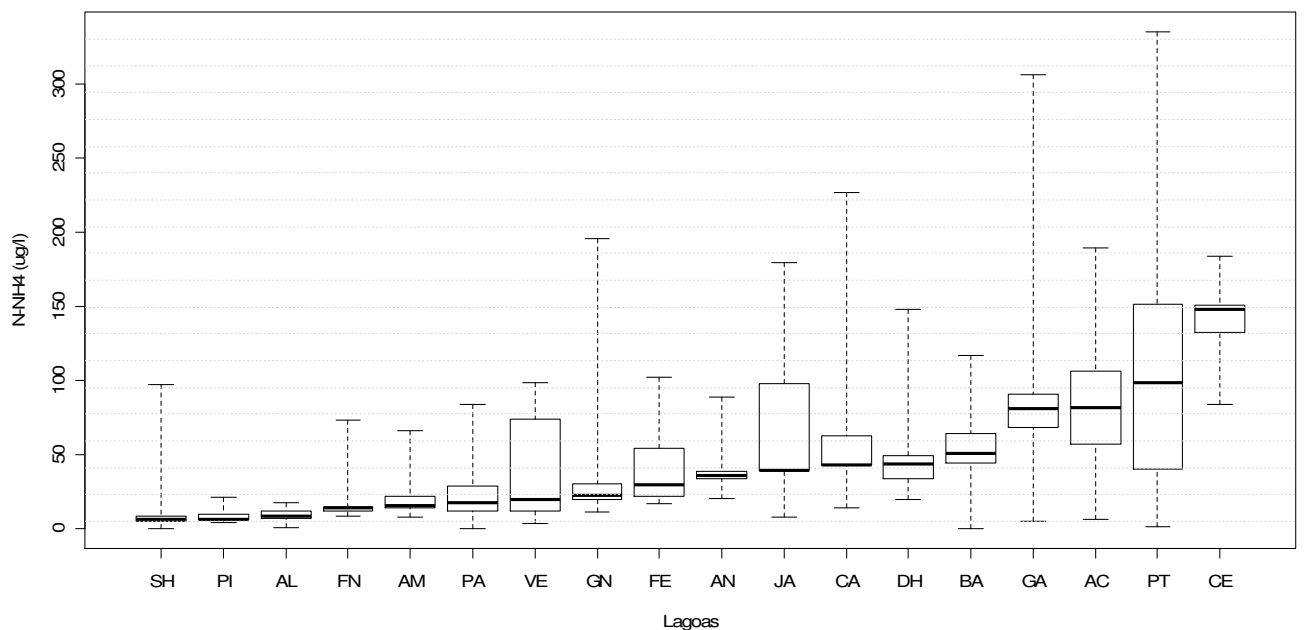


Figura 18: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração do íon amônio (NH_4) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

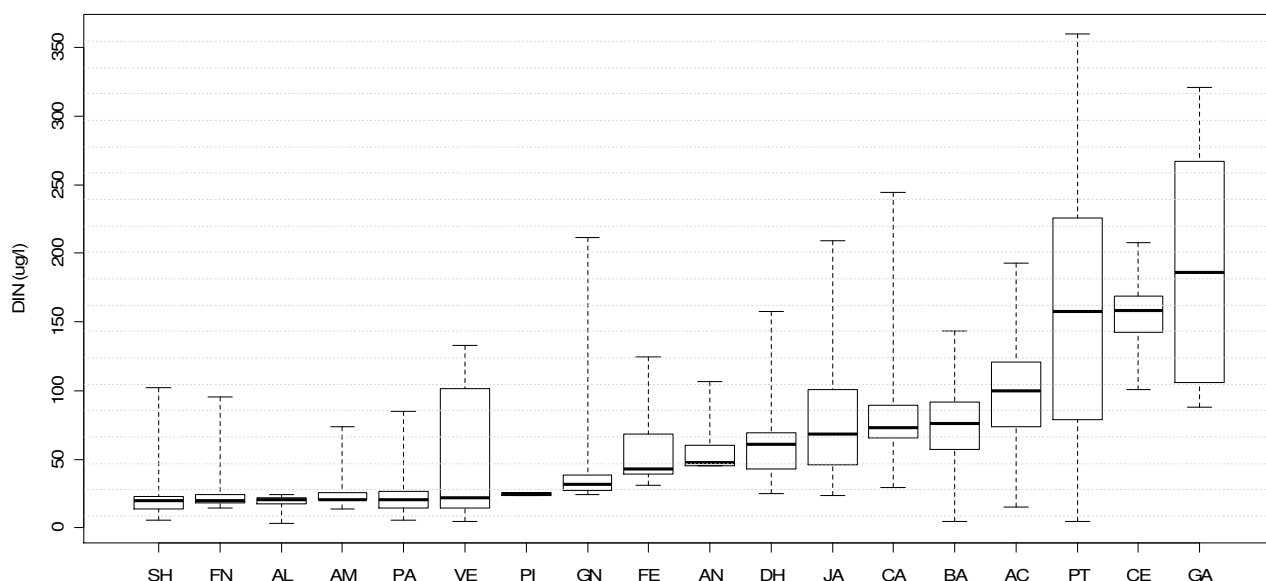


Figura 19: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da concentração das formas nitrogenadas inorgânicas dissolvidas para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

As medianas das concentrações do íon silicato (SiO_2) mostraram-se inferiores a 3 mg.L^{-1} na maior parte dos ambientes amostrados, com exceção das lagoas Amarela e Jacaré. Também se destacaram as lagoas Gambazinho e Gambá, onde as concentrações de silicato mostraram-se menores que $1,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 20).

As medianas da razão entre as concentrações totais de nitrogênio e fósforo mostraram-se inferiores a 9 nas lagoas Santa Helena, Amarela, Barra e Almécega. Segundo o trabalho de Vollenweider (1983) isso seria um indicativo de limitação por nitrogênio, ou seja, para o restante das lagoas existe evidências de que o fósforo seria limitante em relação ao nitrogênio (Figura 21).

Os dois índices de estado trófico apresentaram boa concordância entre si quanto à classificação dos lagos (índice kappa de Cohen: 71%; intervalo de 95% de confiança: de 45% a 96%) (função “Kappa” do pacote “vcd”). Ambos classificaram as lagoas Águas Claras, Almécega, Dom Helvécio, Gambá e Verde como oligotróficas; as lagoas Aníbal e Palmeirinha classificadas como oligo-mesotróficas; Barra, Central, Ferruginha e Jacaré, mesotróficas e a lagoa Amarela como meso-eutrófica. As lagoas Patos e Santa Helena tiveram uma grande variação de seus valores dos índices de estado trófico, indo desde oligotróficas até eutróficas, mas pelo gráfico pode-se notar que os valores se concentraram na oligo-mesotrofia. Para as outras quatro lagoas, o índice de Carlson modificado por Toledo *et al.*

(1983) classificou as lagoas em estados tróficos maiores que o índice de Salas e Martino (1991). As lagoas Carioca e Gambazinho foram classificadas como oligo-mesotróficas pelo primeiro e como oligotróficas pelo segundo índice. A lagoa Pimenta foi classificada como mesotrófica pelo índice de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) e como oligo-mesotrófica pelo índice de Salas e Martino (1991) e a lagoa Ferrugem, classificada como meso-eutrófica pelo índice de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) e como mesotrófica pelo índice de Salas e Martino (1991) (Figuras 22 e 23 e Tabela 2).

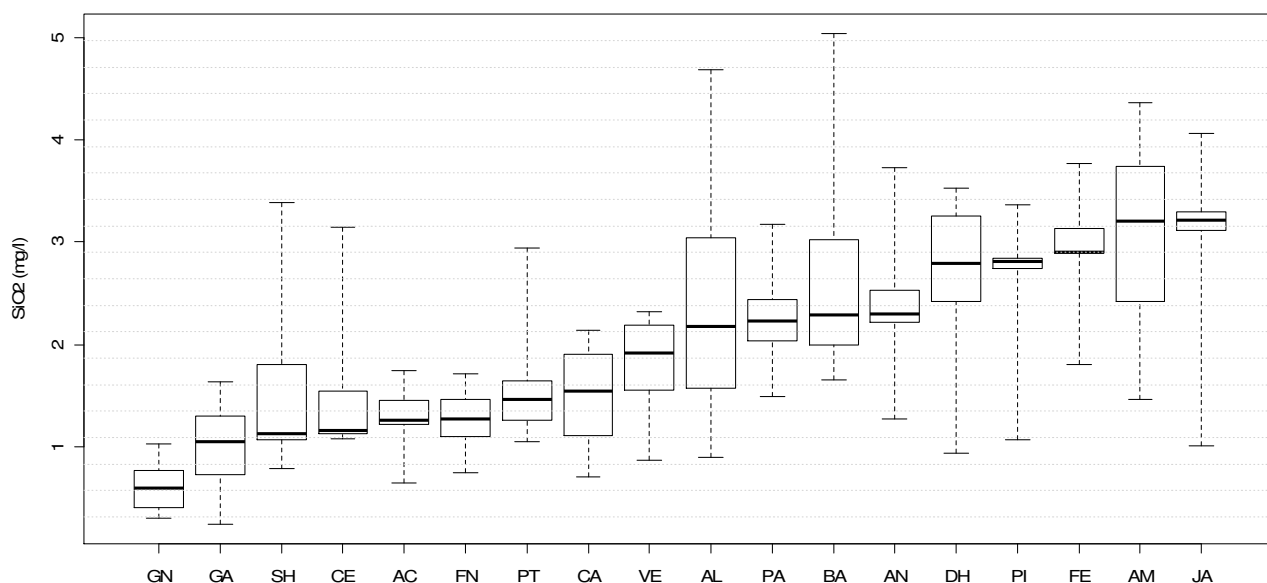


Figura 20: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas concentração do íon silicato (SiO₂) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

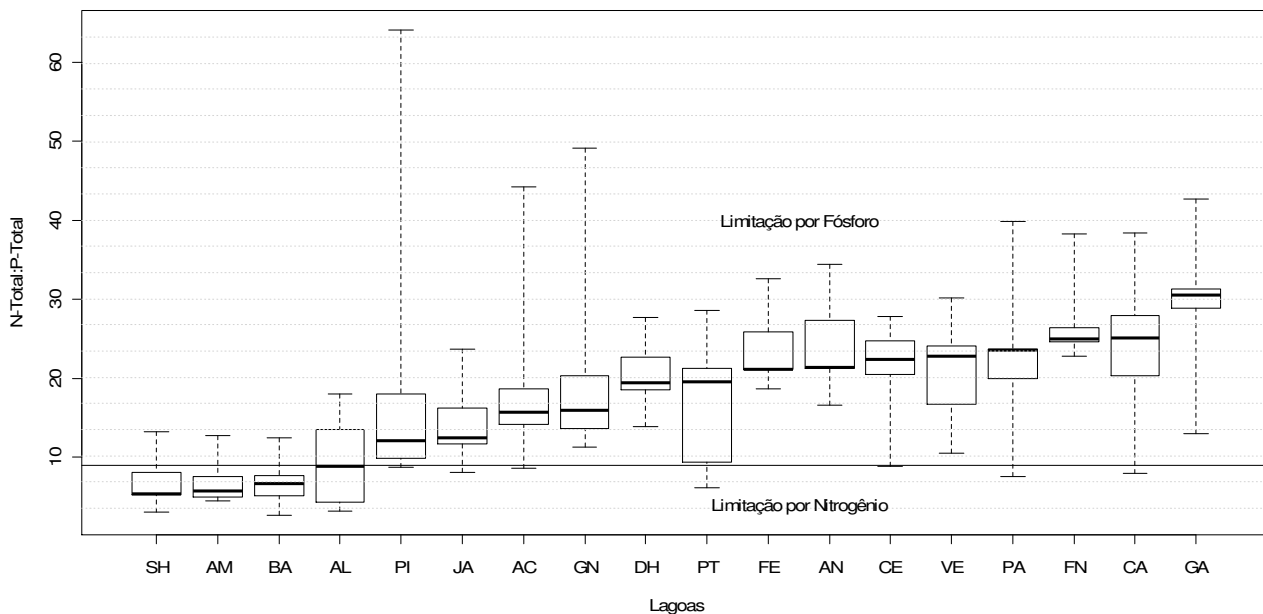


Figura 21: Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas da razão Nitrogênio Total:Fósforo Total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

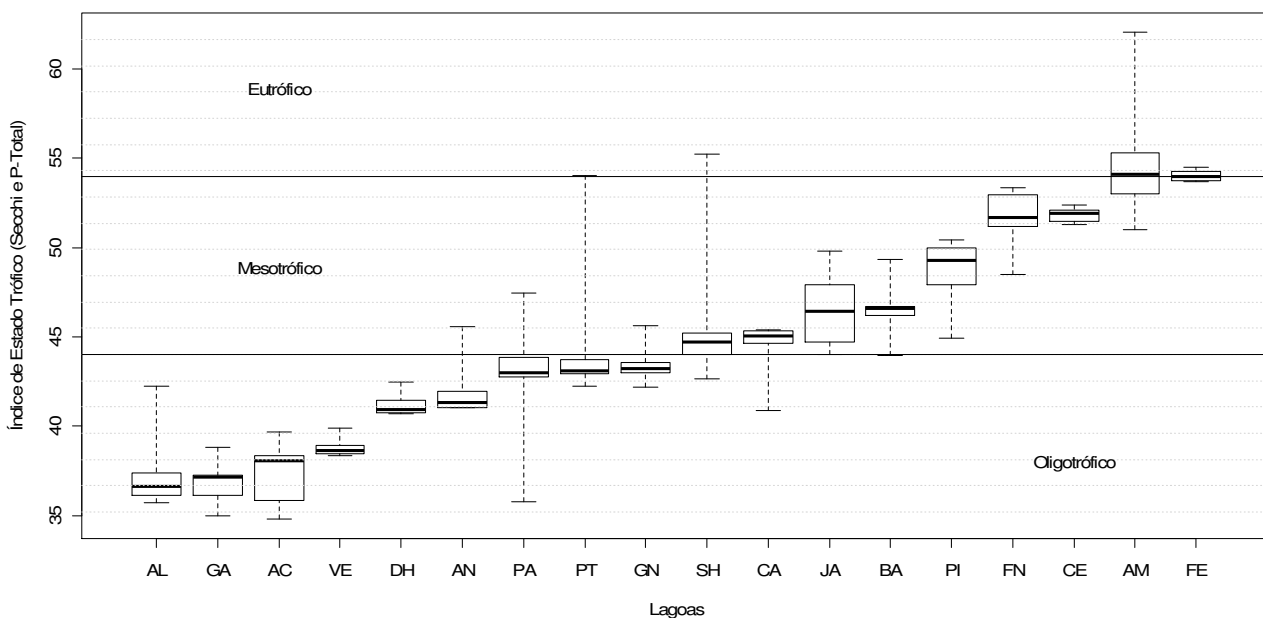


Figura 22. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas dos valores obtidos para o Índice de Estado Trófico (Carlson modificado por Toledo *et al.* 1983) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. As linhas delimitam cada grupo. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

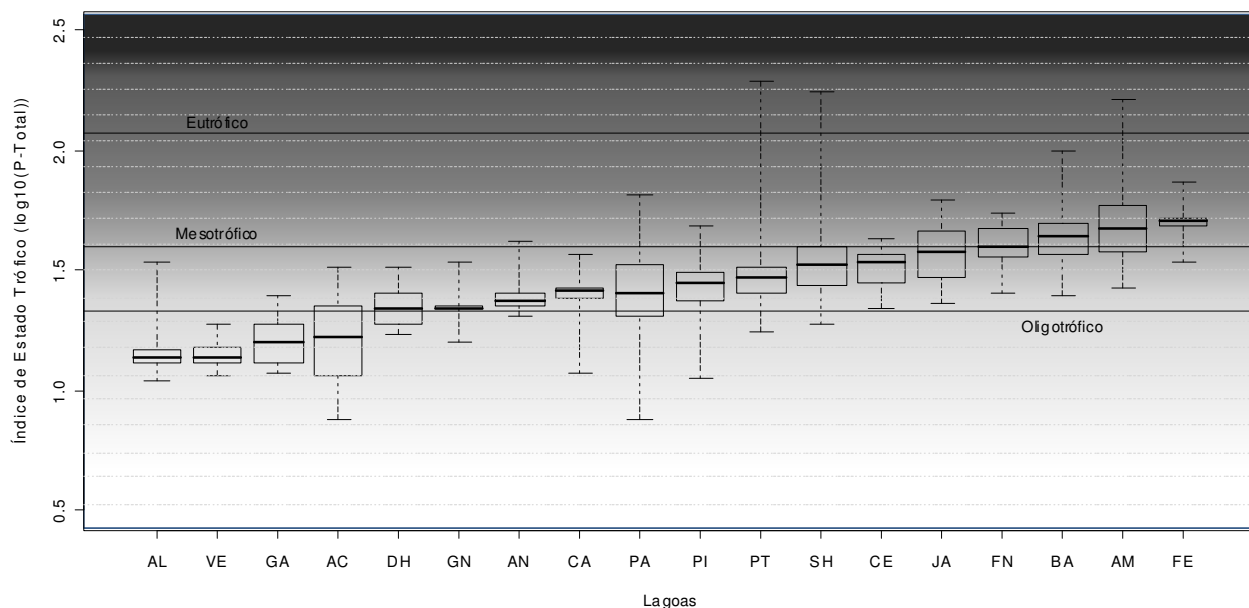


Figura 23. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas dos valores obtidos para o Índice de Estado Trófico (Salas e Martino, 1991) para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. As linhas representam as médias de cada grupo. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

Tabela 2: Classificação da trofia das dezoito lagoas segundo os dois índices tróficos utilizados.

		Carlson modificado por Toledo et al. (1983)					
		Oligotrófica	Oligo-Mesotrófica	Mesotrófica	Meso-Eutrófica	Eutrófica	Oligo-Meso-Eutrófica
Salas e Martino (1991)	Oligotrófica	AC AL DH GA VE	CA GN				
	Oligo-Mesotrófica		AN PA	PI			
	Mesotrófica			BA CE FN JA	FE		
	Meso-Eutrófica				AM		
	Eutrófica						
	Oligo-Meso-Eutrófica						PT SH

A respeito da biomassa algal total não foi observada boa relação entre seus valores e os dois índices de estado trófico utilizados. A correlação de Spearman entre as medianas da biomassa com as medianas do índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) foi igual a 50% (p-valor = 0,03625) e com as medianas do índice de Salas e Martino (1991) não foi significativa. As lagoas Central, Ferruginha, Ferrugem, Jacaré, Pimenta e Carioca apresentaram os maiores valores concordantes com os maiores valores de

estado trófico. Da mesma forma as lagoas Águas Claras, Almécega, Verde, Palmeirinha, Dom Helvécio e Gambá, mostraram baixos valores de biomassa algal, indicativo de um menor estado trófico. Entretanto a lagoa Amarela, classificada como meso-eutrófica pelos índices, mostrou-se com o menor valor de biomassa algal. A lagoa Gambazinho apresentou uma alta biomassa, porém foi classificada como oligo-mesotrófica pelos índices, ocorrendo o inverso com a lagoa Barra. A lagoa Patos esteve sempre em uma posição relativa intermediária tanto para o biovolume algal quanto para os índices de estado trófico (Figura 24).

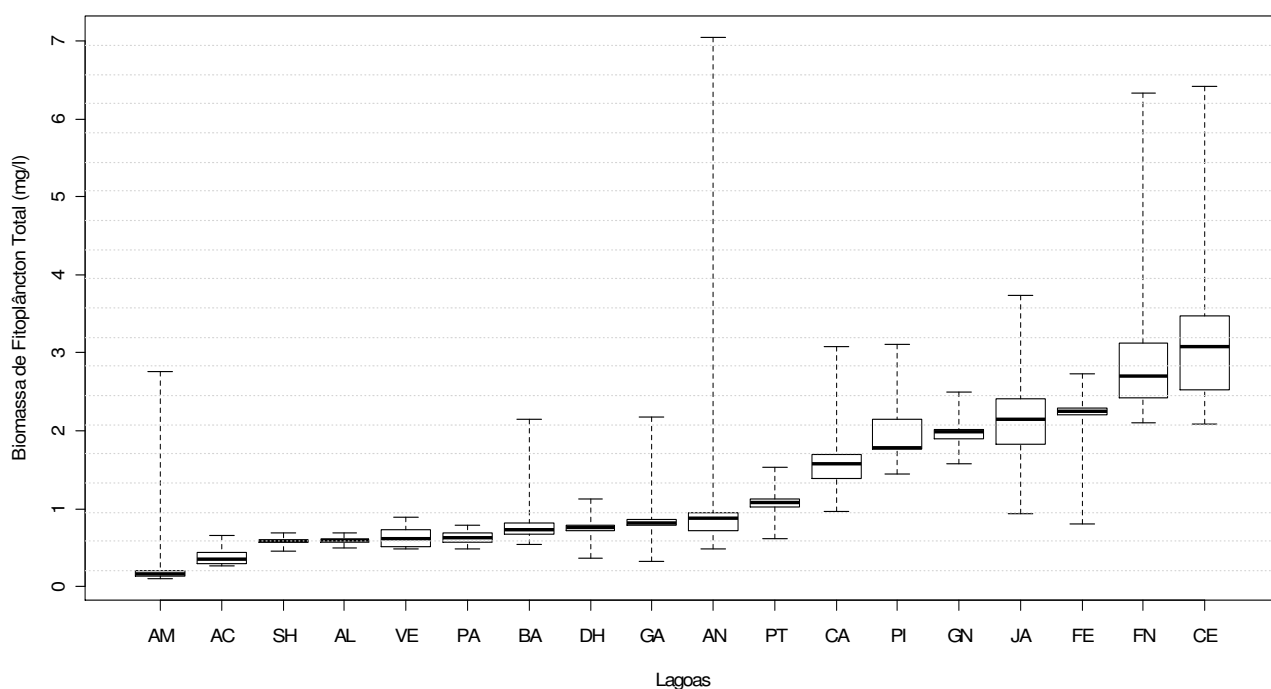


Figura 24. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas do Biomassa de fitoplâncton total para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

2.2.2 Seleção de variáveis para as Análises de Agrupamento

Para as análises de agrupamento, as seguintes variáveis foram selecionadas:

- Fósforo Total;
- Ortofosfato;
- Nitrogênio Total;
- Formas nitrogenadas inorgânicas dissolvidas;

- Coeficiente escalar de atenuação da luz;
- Razão Zona de Mistura/Profundidade Total;
- Área superficial do lago.

Tabela 3: Correlações de Spearman entre as sete variáveis selecionadas. Os valores em negrito são as correlações significativas a um nível de 5% de significância.

	P.TOT	PO4	N.TOT	DIN	kd	Zmi.PrT
PO4	0,02					
N.TOT	0,40	0,05				
DIN	-0,20	-0,08	0,27			
kd	0,35	0,24	0,32	0,24		
Zmi.PrT	-0,13	0,14	-0,05	0,25	0,20	
Area	-0,03	-0,01	-0,20	-0,01	-0,33	-0,15

O grupo selecionado foi formado por variáveis clássicas, sabidamente importantes para a descrição de um lago, que dizem respeito à morfometria, ao comportamento térmico e à disponibilidade de recursos (luz e nutrientes) de cada ambiente.

A matriz de similaridade das sete variáveis se mostrou significativamente correlacionadas com a matriz de todas as 31 variáveis medidas. (Teste de Mantel (Correlação de Spearman) = 0,7573 p-valor: 0,001). A partir desses resultados foi utilizada a matriz das sete variáveis para as análises de agrupamento.

2.2.3 Análises de Agrupamento

Com a matriz reduzida, procedeu-se uma Análise de Agrupamento Hierárquica (função “agnes” do pacote “cluster”) em cada período (Figura 25).

Com a mesma matriz foi realizada uma análise de agrupamento não-hierárquica (função “pam” do pacote “cluster”).

Agrupamento não hierárquico para o mês de agosto/2007. Os números abaixo de cada lagoa dizem respeito ao grupo ao qual ela está incluída.

ACA2	ALA2	AMA2	ANA2	BAA2	CAA2	CEA2	DHA2	FEA2	FNA2	GAA2	GNA2	JAA2	PAA2	PIA2	PTA2	SHA2	VEA2
1	1	2	2	1	1	2	3	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1

Agrupamento não hierárquico para o mês de novembro/2007. Os números abaixo de cada lagoa dizem respeito ao grupo ao qual ela está incluída.

ACN2	ALN2	AMN2	ANN2	BAN2	CAN2	CEN2	DHN2	FEN2	FNN2	GAN2	GNN2	JAN2	PAN2	PIN2	PTN2	SHN2	VEN2
1	1	2	1	3	2	2	1	2	2	1	1	1	3	2	3	3	1

Agrupamento não hierárquico para o mês de fevereiro/2008. Os números abaixo de cada lagoa dizem respeito ao grupo ao qual ela está incluída.

ACF2	ALF2	AMF2	ANF2	BAF2	CAF2	CEF2	DHF2	FEF2	FNF2	GAF2	GNF2	JAF2	PAF2	PIF2	PTF2	SHF2	VEF2
1	1	2	1	1	1	2	1	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1

Agrupamento não hierárquico para o mês de maio/2008. Os números abaixo de cada lagoa dizem respeito ao grupo ao qual ela está incluída.

ACM2	ALM2	AMM2	ANM2	BAM2	CAM2	CEM2	DHM2	FEM2	FNM2	GAM2	GNM2	JAM2	PAM2	PIM2	PTM2	SHM2	VEM2
1	1	1	1	1	1	1	2	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1

Abióticos

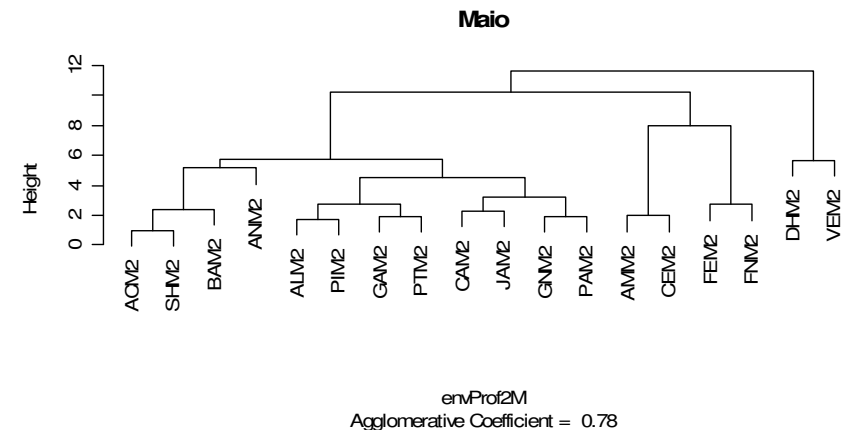
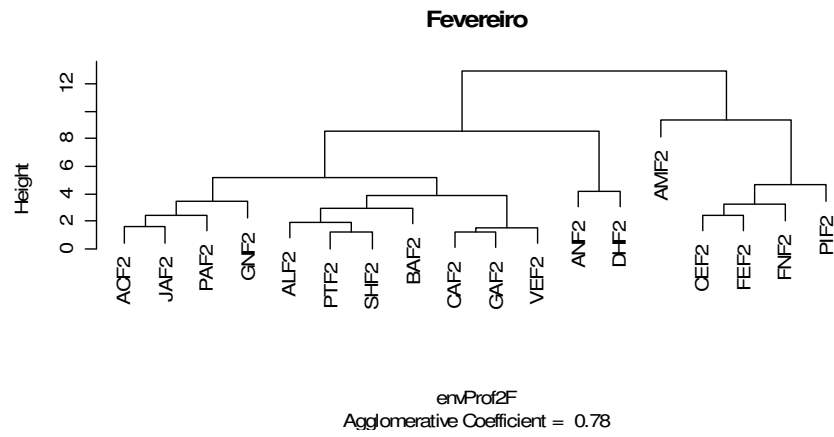
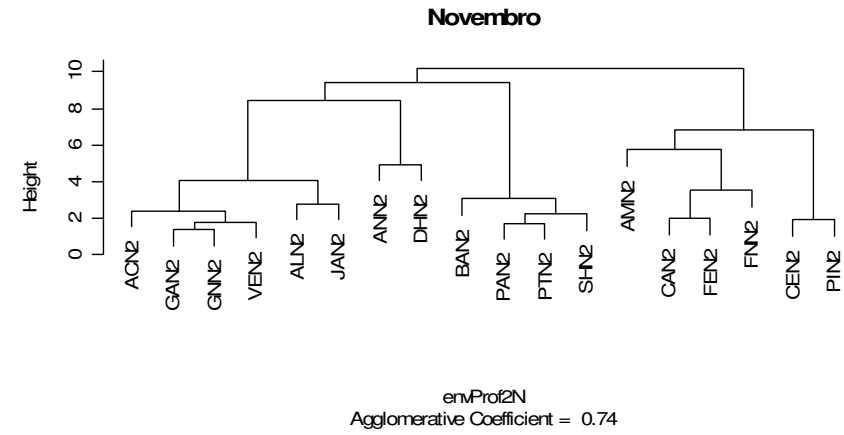
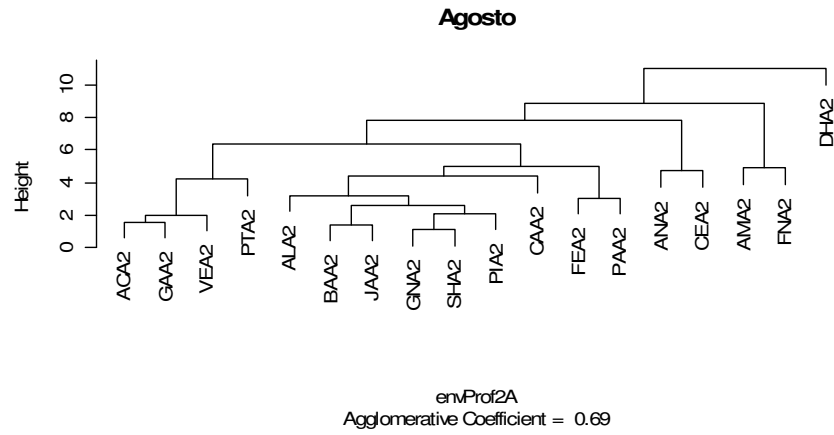


Figura 25: Dendrogramas de cada período obtidos à partir da matriz reduzida das variáveis físicas e químicas.

Período de agosto/2007:

Grupos:

- 1- AC, AL, BA, CA, GA, GN, JA, PA, PI, PT, SH, VE;
- 2- AM, AN, CE, FE, FN;
- 3- DH.

Para o mês de agosto de 2007 a lagoa Dom Helvécio ficou isolada em um único grupo. Isso se deveu principalmente ao seu maior tamanho, tanto em área superficial quanto em profundidade. Sendo assim possui o menor valor da razão Zona de mistura:Profundidade Total. Nessa época do ano as lagoas estavam desestratificadas (razão igual ou muito próxima a 1), mas no caso da lagoa Dom Helvécio, por sua maior profundidade, não ocorreu mistura completa de toda a coluna d'água. Os altos valores das concentrações de DIN e do íon ortofosfato registrados nessa lagoa também contribuíram para que ela ficasse isolada. A Análise de Agrupamento Não Hierárquica agrupou as lagoas Amarela, Aníbal, Central, Ferrugem e Ferruginha. O dendrograma mostrou que estas lagoas não estavam necessariamente agrupadas, mas colocadas como mais externas. Este agrupamento formado em agosto é composto por lagoas que apresentaram os maiores valores de Nitrogênio Total e o maior coeficiente de atenuação escalar da luz (k_0). O grupo restante, por ser muito grande, não apresentava uma característica própria, mas pode-se dizer foi formado por lagoas oligotróficas devido aos baixos valores das concentrações de nutrientes e do coeficiente de atenuação da luz (Figura 26).

Período de novembro/2007:

Grupos:

- 1- AC, AL, AN, DH, GA, GN, JA, VE;
- 2- AM, CA, CE, FE, FN, PI;
- 3- BA, PA, PT, SH.

No mês de novembro de 2007 o agrupamento formado pelas lagoas Amarela, Carioca, Central, Ferrugem, Ferruginha e Pimenta reuniu lagoas pequenas e com maiores valores de Nitrogênio total e de k_0 . Dois outros grupos foram formados com aproximadamente a mesma mediana de área superficial, entretanto, o grupo formado pelas lagoas Barra, Palmeirinha, Patos e Santa Helena se diferenciou do outro grupo principalmente pelos altos valores de fósforo e nitrogênio totais e íon ortofosfato (Figura 27).

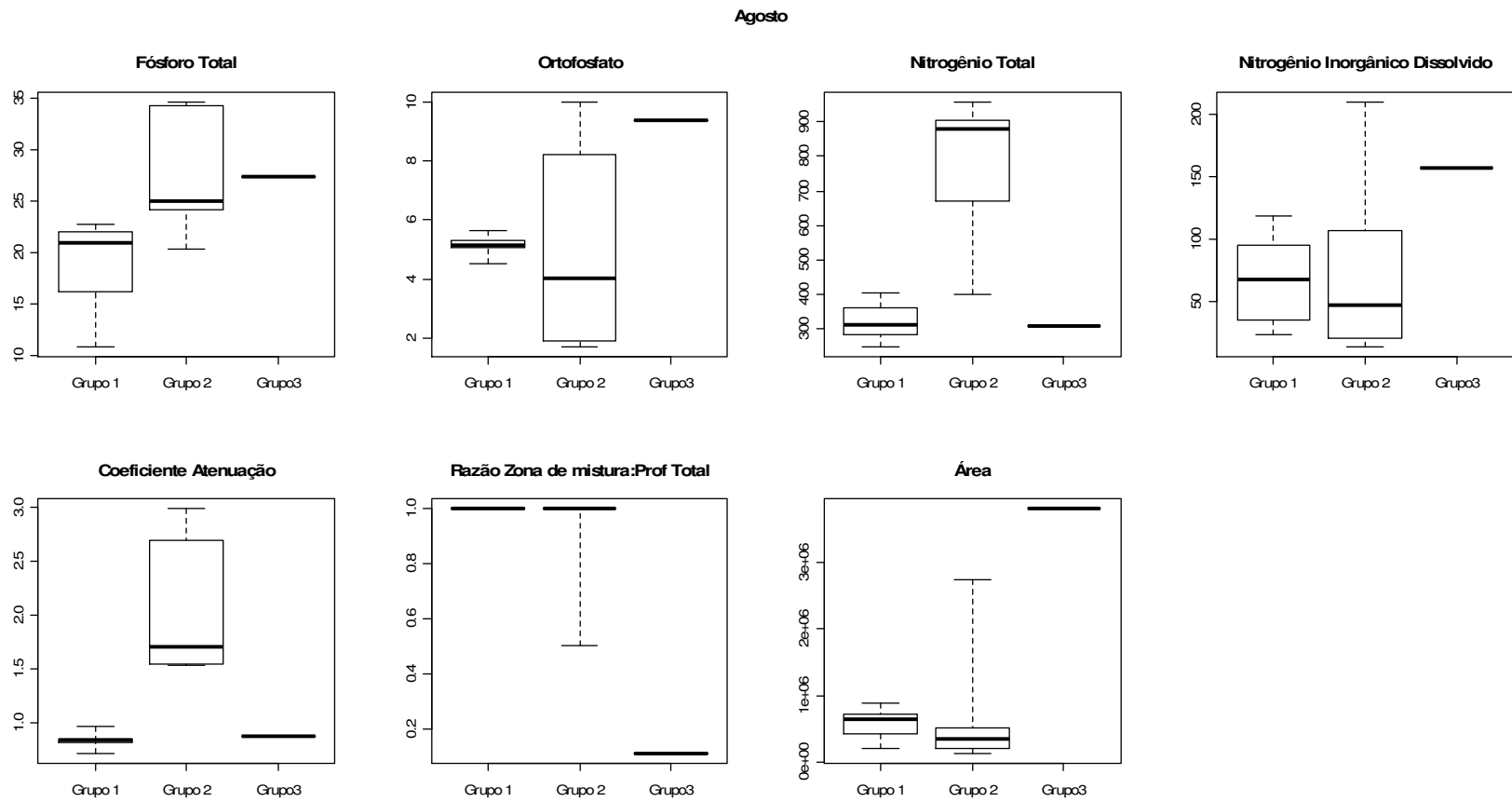


Figura 26: Intervalos percentílicos de 95% para a mediana de uma amostra (n=1000) Bootstrap não-paramétrica de cada grupo obtido pela análise de agrupamento não hierárquica no mês de agosto/2007 para cada variável utilizada.

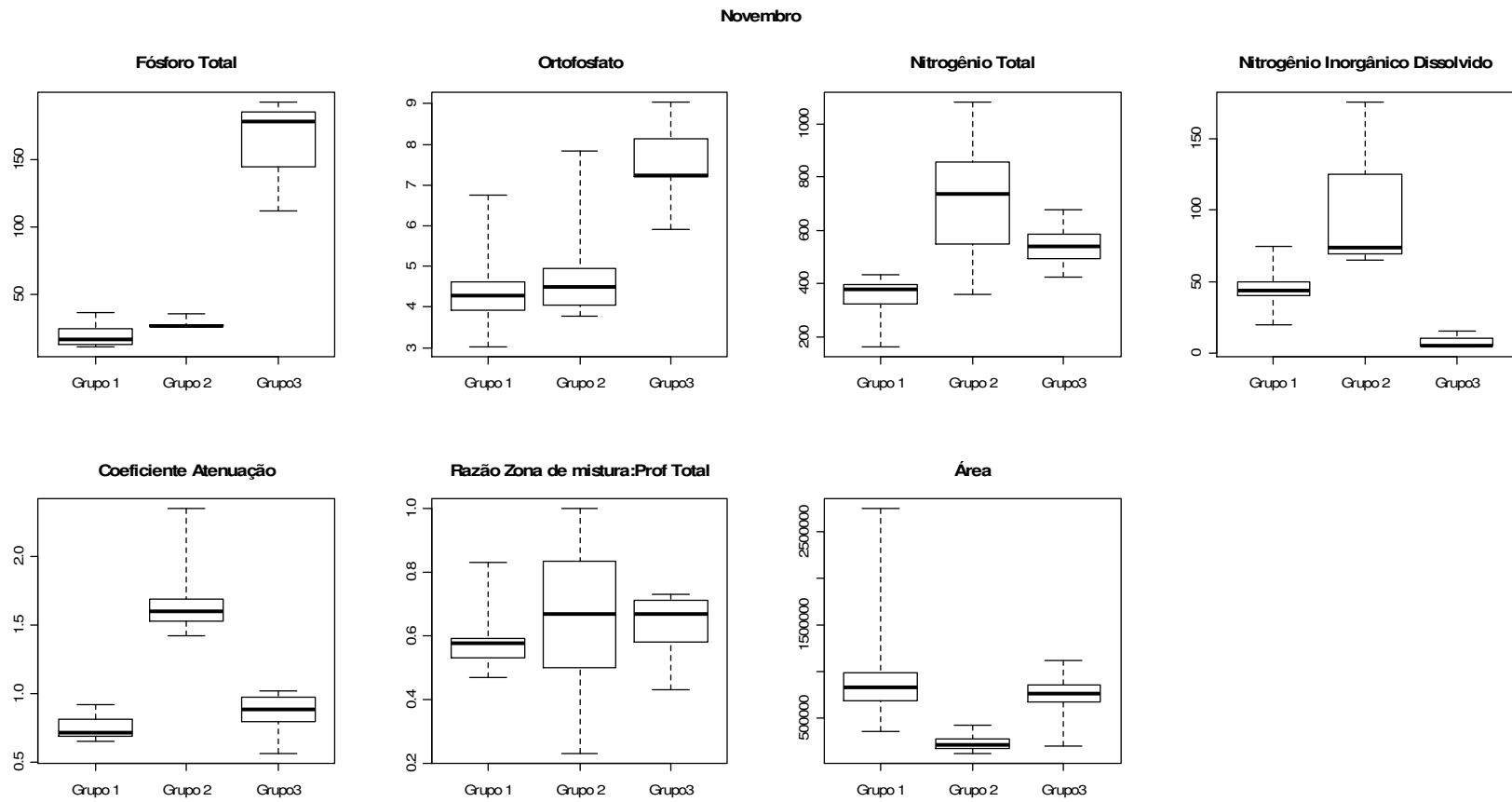


Figura 27: Intervalos percentílicos de 95% para a mediana de uma amostra (n=1000) Bootstrap não-paramétrica de cada grupo obtido pela análise de agrupamento não hierárquica no mês de novembro/2007 para cada variável utilizada.

Período de fevereiro/2008:

Grupos:

- 1- AC, AL, AN, BA, CA, DH, GA, GN, JA, PA, PT, SH, VE;
- 2- AM, CA, CE, FE, FN, PI.

O dendrograma do mês de fevereiro de 2008 mostra a ocorrência de dois grupos, confirmados pelo método não-hierárquico. Novamente se agruparam as lagoas Amarela, Central, Ferrugem, Ferruginha e Pimenta, formando um grupo de lagoas pequenas e com os maiores valores de concentração de todos os nutrientes, do coeficiente de atenuação e da razão zona de mistura:profundidade total e o outro grupo complementar formado pelas lagoas maiores e com os menores valores dos mesmos parâmetros (Figura 28).

Período de maio/2008:

Grupos:

- 1- AC, AL, AM, AN, BA, CA, CE, GA, GN, JA, PA, PI, PT, SH, VE;
- 2- DH;
- 3- FE, FN.

Ambas as análises de agrupamento realizadas agruparam as lagoas Ferrugem e Ferruginha em maio de 2008, formando um grupo de lagoas pequenas meso-eutróficas, com altos valores do coeficiente de atenuação e elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio totais. A lagoa Dom Helvécio ficou mais uma vez isolada, assim como em agosto de 2007, novamente devido às suas maiores área superficial e profundidade, refletindo numa baixa razão Zona de mistura:Profundidade total. No outro grupo ficaram as lagoas oligotróficas de pequeno e médio porte (Figura 29).

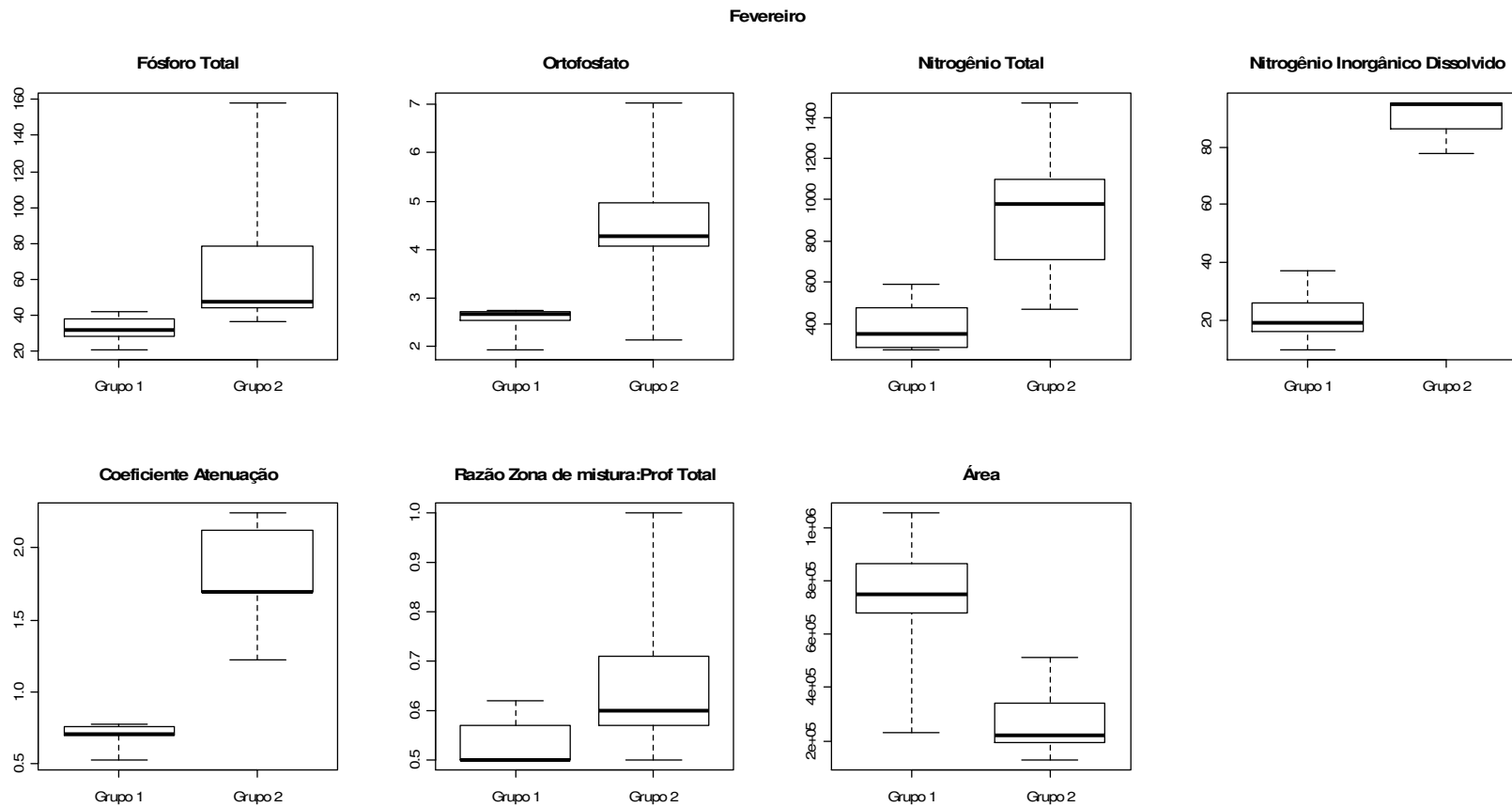


Figura 28: Intervalos percentílicos de 95% para a mediana de uma amostra (n=1000) Bootstrap não-paramétrica de cada grupo obtido pela análise de agrupamento não hierárquica no mês de fevereiro/2008 para cada variável utilizada.

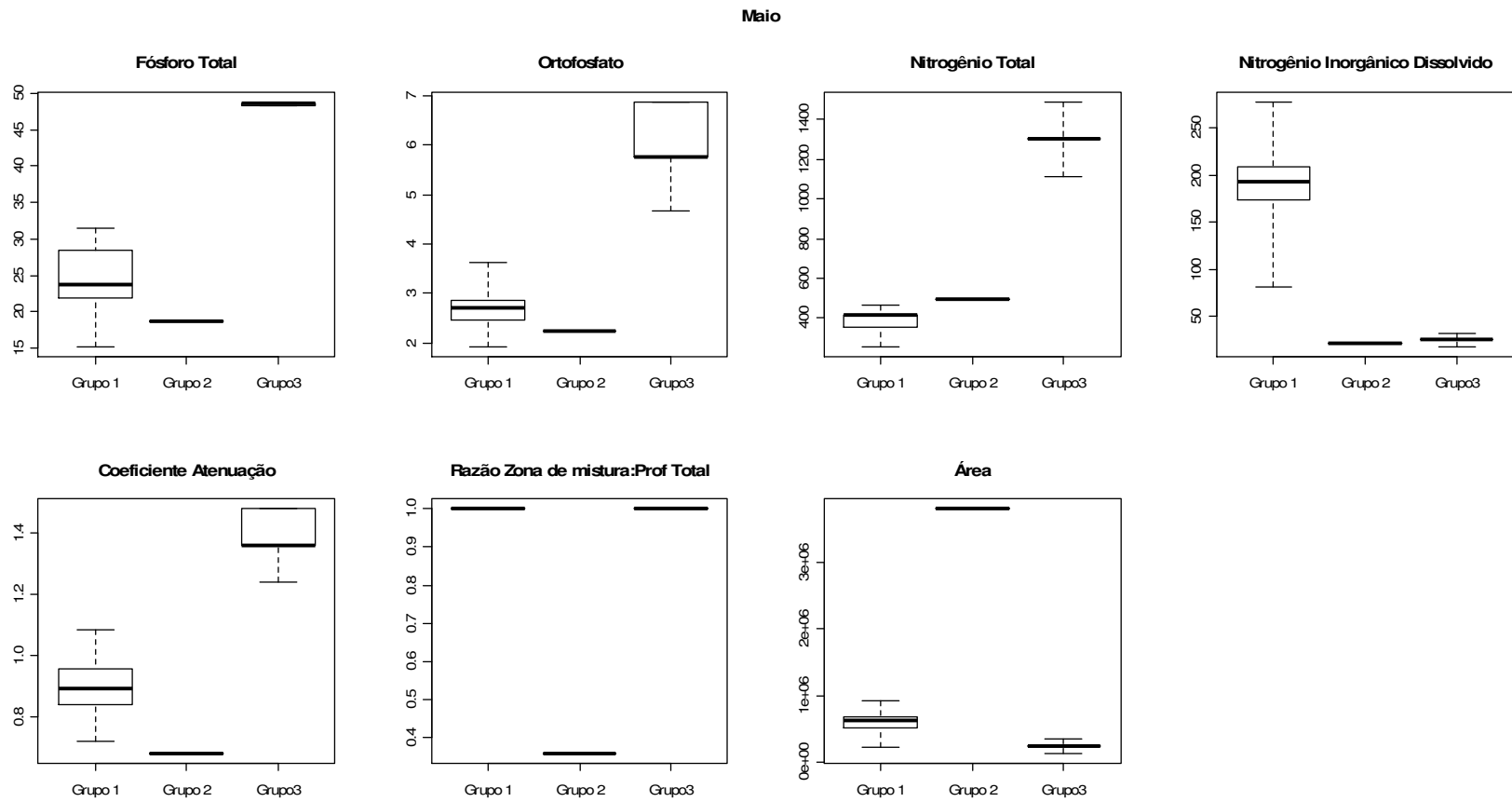


Figura 29: Intervalos percentílicos de 95% para a mediana de uma amostra (n=1000) Bootstrap não-paramétrica de cada grupo obtido pela análise de agrupamento não hierárquica no mês de maio/2008 para cada variável utilizada.

2.2.4 Avaliação do grupo de lagoas situadas dentro/fora dos limites do PERD

Dois grupos de lagoas, um formado por lagoas localizadas fora e outro formado por lagoas localizadas dentro dos limites do PERD, foram avaliados utilizando-se as sete variáveis físicas e químicas selecionadas, mais o Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) (Figura 30).

O Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) foi a única variável onde não houve sobreposição dos intervalos de confiança Bootstrap. As lagoas de fora apresentaram um índice de trofia maior do que as lagoas do interior do Parque. Apesar da sobreposição dos intervalos de confiança, podemos dizer que existe tendência das medianas da concentração de fósforo total, ortofosfato, do coeficiente de atenuação escalar da luz e da razão zona de mistura/profundidade total serem maiores nas lagoas fora dos limites do PERD. As medianas da concentração de nitrogênio total e de nitrogênio inorgânico dissolvido tenderam a ser maiores no grupo das lagoas dentro do PERD.

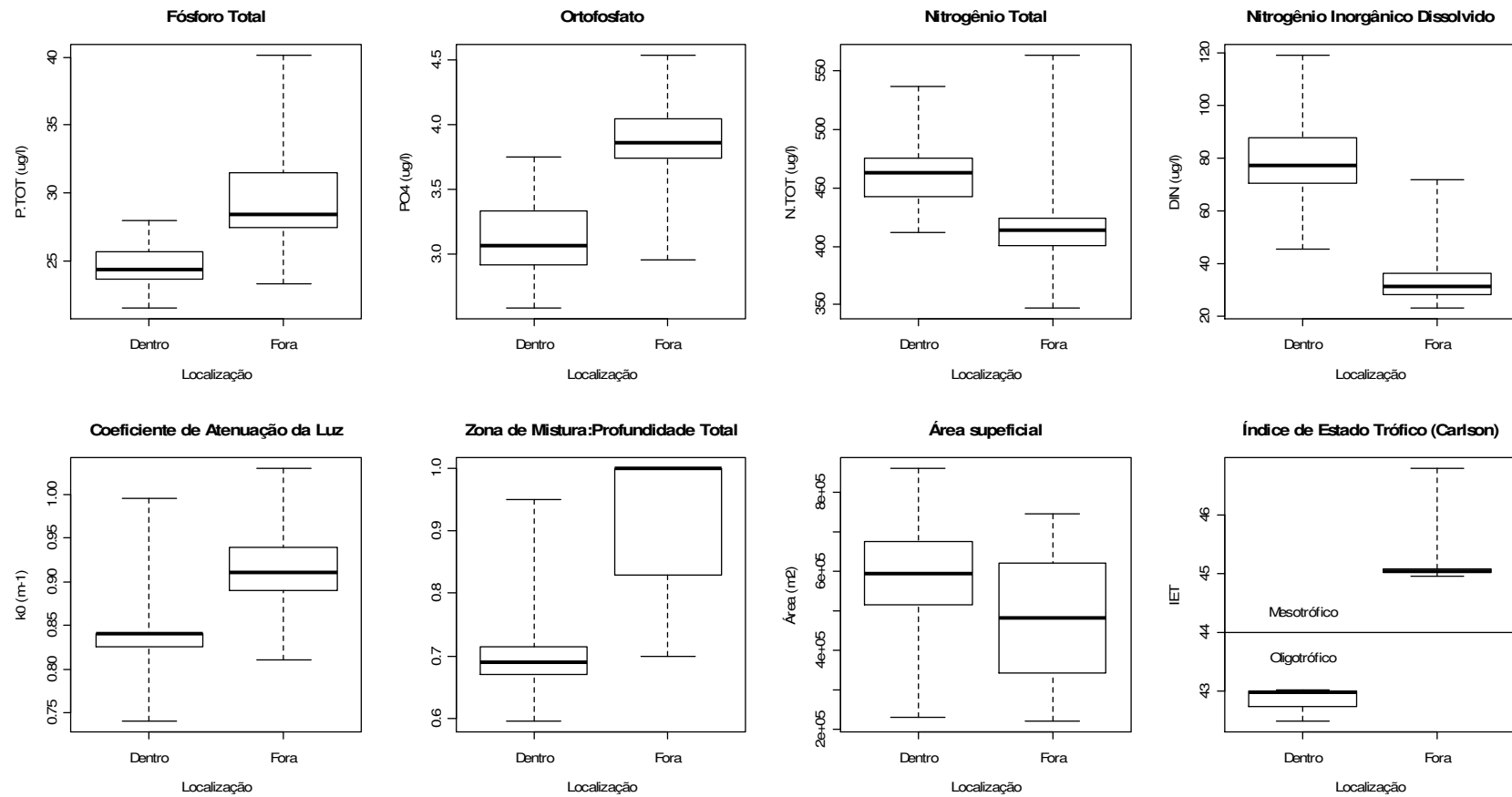


Figura 30. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas das sete variáveis selecionadas mais o Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) para as lagoas dentro e fora dos limites do PERD (MG). Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

2.3 DISCUSSÃO SOBRE OS DADOS ABIÓTICOS

Rawson (1939) já chamava a atenção para a influência da morfometria do lago no seu metabolismo. Experimentos na época demonstraram que lagos eutróficos possuíam profundidades médias menores que lagos oligotróficos. Fee (1979) realizando experimentos de enriquecimento em lagos de Ontário descreveu dois mecanismos pelos quais lagos menores possuíam maior produtividade. O primeiro mecanismo dizia que quanto menor o lago, maior a probabilidade de partículas alóctones ficarem retidas na camada de mistura, sem sedimentarem. Dessa forma, lagos grandes e profundos perderiam parte de seus nutrientes por sedimentação, de onde dificilmente seriam ressuspensos. Rawson (1956) chamou de oligotrofia secundária ou morfométrica quando o tamanho do lago influenciava diretamente no seu baixo grau de trofia. O segundo mecanismo chamava a atenção para os processos de mineralização do sedimento, de onde nutrientes seriam liberados e ressuspensos, principalmente em lagos menores e mais rasos. Esses dois mecanismos não são excludentes e provavelmente ocorrem conjuntamente nos lagos, talvez um mais que o outro.

Das dezoito lagoas amostradas, Ferrugem e Ferruginha foram agrupadas por serem lagoas pequenas e rasas e com maiores concentrações de nutrientes e maiores coeficientes de atenuação escalar da luz. Nas amostragens de “chuva” (novembro e fevereiro), um aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais foi registrado (Figuras 10 e 11), provavelmente associado ao carreamento de nutrientes da área de entorno para dentro das lagoas. Nesse período, as lagoas Amarela, Carioca, Central e Pimenta, que são também lagoas pequenas e rasas, exceto Carioca, se juntaram ao grupo Ferrugem-Ferruginha. Como no período de chuvas as lagoas se encontram estratificadas à exceção da lagoa Amarela (Figura 7), seria possível supor que dos mecanismos descritos por Fee (1979), o segundo que diz respeito à ressuspensão de nutrientes mineralizados do sedimento estaria atuando em menor grau. Entretanto, devido à pequena profundidade, existe a possibilidade desses lagos se desestratificarem à noite, podendo então ocorrer uma mistura de toda coluna d’água. O grupo Barra, Palmeirinha, Patos e Santa Helena em novembro apresentou o maior valor de fósforo total. Barra e Palmeirinha se localizam fora dos limites do PERD e provavelmente o intenso manejo das plantações de *Eucaliptus* spp. poderia explicar esses altos valores de fósforo total. As lagoas Patos e Santa Helena são lagoas que se encontram dentro do PERD, mas no limite entre o Parque e a região de entorno (Figura 4). Uma possibilidade seria o carreamento de

nutrientes, quando não esgoto, para dentro do Parque, provenientes dos aglomerados urbanos e fazendas ao redor (Gontijo & Quirino, 1997). Discutiremos esse fato mais abaixo.

A lagoa Dom Helvécio ficou isolada do grupo das lagoas oligotróficas em agosto e maio principalmente pelo seu tamanho. Um dos maiores lagos naturais em superfície e em profundidade do Brasil (Área 5.27 km² e profundidade máxima 39,2 m), o lago Dom Helvécio possui características oligotróficas (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1995; Bezerra-Neto, JF & Pinto-Coelho, RM. 2008; Maia-Barbosa, *et al*, 2008). O grupo das lagoas oligotróficas é o maior, constituído por lagoas de pequeno a grande porte, mas que possuem em comum, baixas concentrações de nutrientes e coeficientes de atenuação escalar da luz relativamente baixos. As lagoas Gambá e Gambazinho, apesar de serem pequenas em área superficial, são definitivamente oligotróficas. Essas duas lagoas possuem profundidades maiores que 9 metros o que corrobora o padrão esperado por Rawson (1939). A Lagoa Carioca apesar de profunda (10 metros) se agrupou com as lagoas pequenas e rasas. Seu maior grau de trofia provavelmente está mais relacionado a fatores funcionais, como a introdução de espécies exóticas de peixes piscívoros. Segundo a hipótese proposta por Pinto-Coelho *et al.* (2008) a introdução de peixes piscívoros levou à queda na riqueza de peixes planctívoros e um consequente relaxamento de predação das populações de larvas de *Chaoborus* spp. Com baixa pressão de predação as populações das larvas aumentaram e paralelamente, as taxas de predação sobre os cladóceros, culminando no extermínio destes na região limnética. Sem os cladóceros, que são eficientes herbívoros, as populações de algas, principalmente cianobactérias, aumentaram. Altas populações de algas teriam efeitos sinérgicos na diminuição do coeficiente de atenuação e aumento das concentrações de nutrientes, levando a uma queda na qualidade da água.

Em relação aos grupos dentro e fora dos limites do PERD, as lagoas de fora se apresentaram aparentemente mais impactadas, com maiores valores do Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por Toledo (1963). Como essas lagoas são exploradas continuamente, seja para a coleta de água, criação de peixes, e até mesmo despejo de esgotos domésticos, esse resultado já era esperado. É interessante notar, no entanto, que mesmo sendo utilizadas de formas diferenciadas essas lagoas ainda apresentam um baixo estado de deterioração, sendo consideradas mesotróficas.

A sazonalidade teve efeito significativo no aumento das concentrações de nutrientes, como observado para fósforo total, nitrogênio total e íon silicato, nos meses de chuva

(novembro e fevereiro). Isso levou à diferenças nas configurações de agrupamentos das lagoas. A exemplo, tivemos a formação do grupo formado pelas lagoas Amarela, Central, Carioca Ferrugem, Ferruginha e Pimenta nos meses de chuva (fevereiro e maio) formando os grupo de lagoas pequeno/raso-meso/eutrófico. Em fevereiro também tivemos a formação de um grupo de lagoas com altas concentrações de fósforo total, formado pelas lagoas Barra, Palmeirinha, Patos e Santa Helena, que antes pertenciam ao grupo de lagoas grandes/profundas-oligotróficas.

3. TERCEIRA PARTE: VARIÁVEIS BIÓTICAS

3.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS BIÓTICOS

Foram construídos intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap para a diversidade (índice de diversidade de Shannon-Wiener) de cada amostra. Curvas de acumulação de espécies (Ugland *et al.*, 2003) foram construídas e utilizados quatro métodos distintos para a estimação da riqueza regional: Jackknife de primeira e segunda ordem; o método de Chao e o método Booststrap (função “diversityresult” do pacote “BiodiversityR”). Para as análises da distribuição da abundância, Nauplios e Copepoditos foram incluídos como se fossem espécies, já que suas abundâncias foram bastante significativas, assim como seus hábitos de vida bem singulares e diferenciados dos copépodos adultos. Uma curva de dominância foi construída para se avaliar a representatividade das principais espécies.

Para avaliar a similaridade entre as lagoas foram selecionadas aquelas espécies mais representativas dentro de cada um dos grupos zooplânctônicos (Copepoda, Rotífera e Cladocera). As espécies que apresentaram abundância relativa igual ou superior a 2% em relação à soma de todas as amostras de cada grupo foram mantidas. Foi calculada duas matrizes de distâncias de Bray-Curtis (função “vegdist” do pacote “vegan”) com as abundâncias logaritmizadas ($\ln(x+1)$), uma com todas as espécies encontradas e outra somente com as espécies com abundâncias relativas acima de 2%. Essas duas matrizes foram correlacionadas entre si (função “mantel” do pacote “vegan”) para quantificação da informação sobre as similaridades preservada pelas espécies selecionadas.

A partir da matriz das espécies selecionadas, para cada grupo zooplanctônico, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (Escalonamento Métrico Multidimensional) mantendo-se os eixos que explicassem 90% ou mais da variância total da matriz. Com os escores dos eixos ortogonais foi realizada uma Análise de Agrupamento Hierárquico (função “agnes” do pacote “cluster”) com a distância euclidiana, utilizando-se o algoritmo algorítmico de Ward (Ward, 1963).

Os dendrogramas foram obtidos para cada um dos três grupos zooplanctônicos separadamente e calculado o valor indicador de cada espécie (função “indval” do pacote “labdsv”) para cada nível do dendrograma seguindo a metodologia de Dufrene & Legendre (1997). O valor indicador foi calculado segundo a fórmula:

$$IndVal_{ij} = \frac{\bar{X}_{ij}}{\sum_{j=1}^n \bar{X}_{ij}} \times \frac{Nlagoas_{ij}}{Nlagoas_j} \times 100$$

Onde:

$IndVal_{ij}$ = Valor indicador da espécie i no grupo j

\bar{X}_{ij} = Média da abundância da espécie i no grupo j

$Nlagoas_{ij}$ = Número de lagoas do grupo j onde a espécie i ocorre

$Nlagoas_j$ = Número de lagoas do grupo j

A primeira parte da multiplicação é a razão entre a média da abundância da espécie i no grupo j e a soma das médias da abundância da mesma espécie i em todos os grupos. É uma medida de especificidade e possui o valor máximo (1) quando a espécie i está presente apenas no grupo j . A segunda parte da multiplicação é a razão entre o número de lagoas do grupo j onde a espécie i está presente e o número total de lagoas do grupo j . É uma medida de fidelidade e possui seu valor máximo (1) quando a espécie i está presente em todas as lagoas do grupo j . Calculando o valor indicador das espécies para cada nível do dendrograma, ou seja, para um único grupo (todas as lagoas juntas), para dois grupos, três, etc é possível ter uma idéia das espécies euri e estenotópicas, ou seja, das espécies que se distribuem por toda área e das espécies mais restritas. Dufrene & Legendre (1997) sugeriram 25% como ponto de corte, onde a espécie não seria mais considerada indicadora daquele grupo. Nos dendrogramas apresentados estão as espécies com os valores indicadores significativos iguais ou maiores

que 25% em somente um grupo. Espécies que apresentaram esses valores em dois ou mais grupos não foram utilizadas.

O possível efeito da predação por *Chaoborus* spp. foi avaliado através de duas Análises de Correspondência, uma com as abundâncias dessas larvas ($\ln(x+1)$) e a riqueza de cada grupo zooplânctônico, e outra com a razão larvas pequenas/larvas grandes ($\ln(x+1)$) e a abundância dos mesmos grupos ($\ln(x+1)$).

Para avaliar o efeito da presença de espécies exóticas de peixes sobre a estrutura da comunidade zooplânctônica, foi utilizado o trabalho de Latini (2005), que apontou lagoas com e sem introdução de espécies exóticas. Aliado a esses dados foram construídos intervalos percentílicos de 99% para a porcentagem de biomassa de cianobactérias presentes na comunidade fitoplânctônica de cada lagoa. Isso se justifica, pois uma das consequências apontadas por Pinto-Coelho et al. (2008) após a introdução das espécies exóticas foi o aumento de cianobactérias. Sendo assim, espera-se que a quantidade de cianobactérias presentes no fitoplâncton pode nos dar alguns indicativos sobre a estrutura do zooplâncton encontrada e sobre efeitos ecológicos em cascata advindos dessa estrutura.

3.2 RESULTADOS DOS DADOS BIÓTICOS

3.2.1 Análise da Riqueza

Um total de 102 *taxa* foram identificados em todas as amostras processadas (Anexo 1), sendo oito de copépodes, 74 de rotíferos, treze de cladóceros, um de díptero, um de hydracarina, um de ostracoda, um de turbelário e três de gastrotricos. Apesar de protozoários terem sido visualizados nas amostras, principalmente amebas testáceas, não foram considerados nas contagens. A tabela 4 mostra a riqueza total de cada lagoa (Riqueza) e a riqueza por cada um dos grupos zooplânctônicos, Copepoda (RiqCOP), Rotifera (RiqROT) e Cladocera (RiqCLA), considerando os quatro períodos amostrados e as três profundidades (12 amostras). Sete *taxa* apareceram exclusivamente nas lagoas do interior do PERD, enquanto trinta espécies apareceram exclusivamente em lagoas do entorno do PERD.

Tabela 4: Riqueza total e por cada grupo zooplancônico (Copepoda, Rotifera e Cladocera) de cada lagoa.

	Riqueza	RiqCOP	RiqROT	RiqCLA
AC	44	4	28	7
AL	34	5	20	5
AM	67	4	48	9
AN	40	3	27	6
BA	42	2	26	9
CA	25	2	20	0
CE	18	3	14	0
DH	31	4	20	4
FE	24	4	17	1
FN	26	3	17	3
GA	11	2	7	1
GN	21	3	11	5
JA	30	3	18	6
PA	37	4	23	5
PI	25	2	20	1
PT	53	4	34	9
SH	24	2	17	4
VE	37	5	23	6

Pela tabela 4 é claro a diferença de riqueza entre as lagoas com uma amplitude de mais de cinquenta espécies. As três lagoas menos ricas (Gambá, Central, e Gambazinho com 17 espécies em média) se encontram dentro dos limites do parque e a lagoa mais rica (Amarela com 67 espécies) está na região de entorno. Entre os extremos de riqueza as lagoas se distribuem homogeneamente, não existindo saltos onde poderiam ser observada a formação de grupos.

Pelas curvas de acumulação de espécies (Figura 32) notamos que o grupo fora do PERD tende a possuir uma riqueza maior que o grupo dentro do PERD. A riqueza encontrada para as lagoas de dentro foi de 72 espécies e para as lagoas de fora foi de 93 espécies. Entretanto, deve-se ter em mente que o número de lagoas amostradas fora do PERD (10) foi maior que o número amostrado dentro do parque (8). A maior contribuição para uma maior estimativa de riqueza no grupo fora do PERD foi devido à lagoa Amarela, uma lagoa com uma lista de espécies bem distinta das demais, com várias espécies exclusivas. As curvas de acumulação de espécies também foram construídas para o grupo dentro/fora e o grupo fora, não considerando a lagoa Amarela (Figura 33), para que pudesse ser visualizado o impacto desta lagoa sobre a riqueza regional.

A tabela 5 mostra as estimativas da riqueza regional total (Todas), somente das lagoas dentro dos limites de PERD (Dentro), somente das lagoas fora dos limites do PERD (Fora) e as lagoas de fora excluindo-se a lagoa Amarela. Foram utilizados quatro métodos de extrapolação: Jackknife de primeira e segunda ordem; o método de Chao e o método Bootstrap.

Tabela 5: Quatro estimativas do número de espécies total da comunidade zooplancônica para o grupo de lagoas localizadas dentro e fora da área do PERD, e desconsiderando a contribuição da lagoa Amarela.

Métodos	Todas	Dentro	Fora	Fora (exceto Amarela)
Jack1	122	89	113	96
Jack2	135	98	120	105
Chao	130	90	110	96
Boot	109	80	102	87

Curva de Acumulação de Espécies para o Zooplâncton

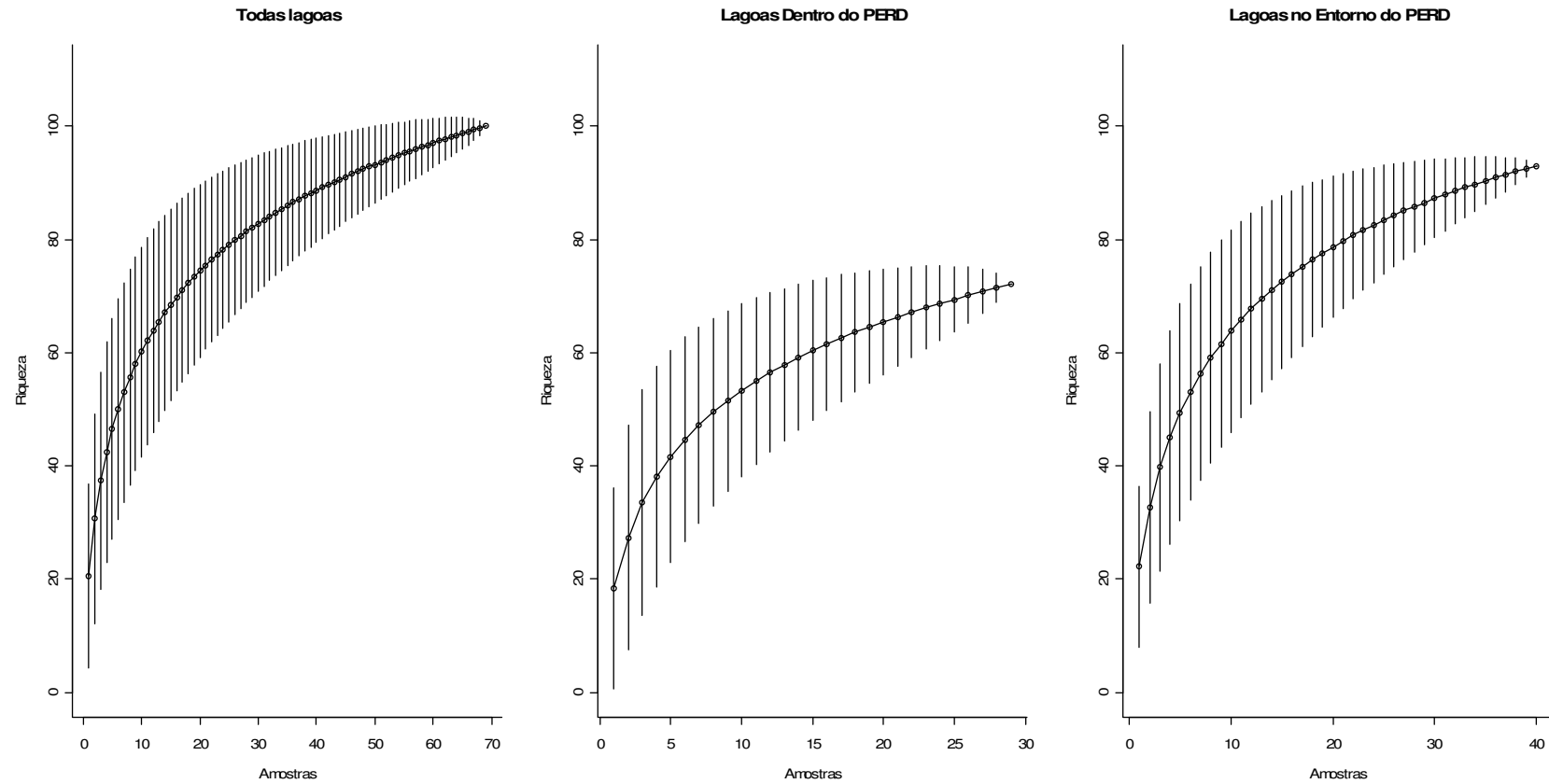


Figura 32: Curvas de acumulação de espécies da comunidade zooplânctônica para todas as lagoas juntas e para os grupos dentro/fora do PERD.

Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

Curva de Acumulação de Espécies para o Zooplâncton

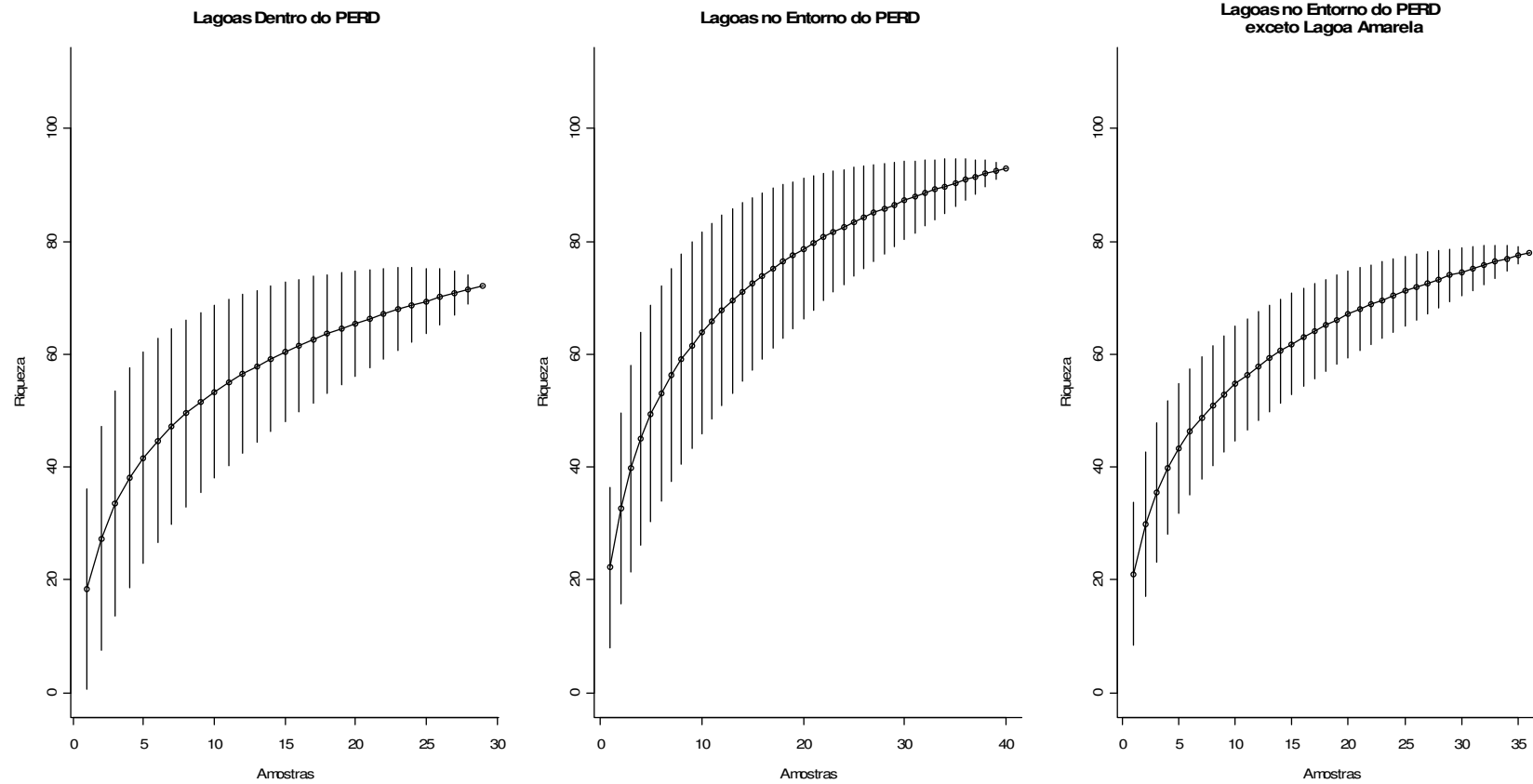


Figura 33: Curvas de saturação de espécies para os grupos de lagoas situado dentro/fora do PERD e para o grupo de fora desconsiderando a lagoa Amarela. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

3.2.2 Análise da Diversidade

Pela curva de dominância foi possível visualizar uma forte assimetria da distribuição da abundância (Figura 34), com as primeiras onze espécies do ranque somando 90,5% da abundância total estimada (Tabela 3).

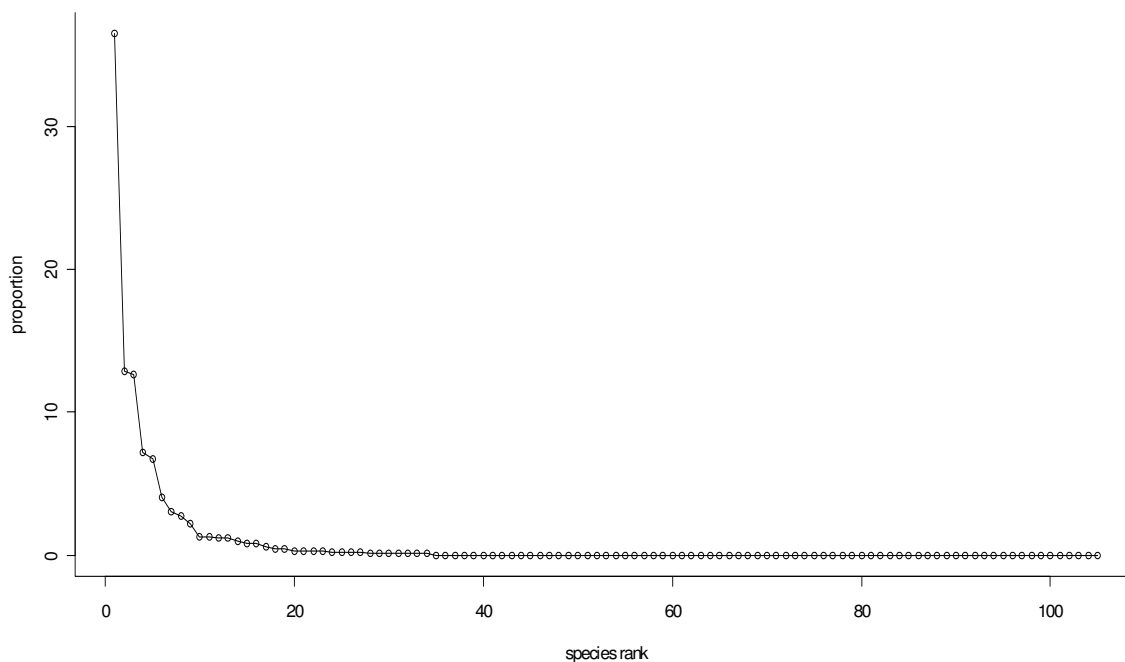


Figura 34: Curva de Dominância das espécies da comunidade zooplancônica registradas para as 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

Tabela 6: Valores dos postos para as onze espécies mais representativas.

	Posto	Abundância (ind/m ³)	Proporção (%)	Proporção Acumulada (%)
Nauplios	1	23792488	36,5	36,5
<i>Brachionus mirus</i>	2	8374998	12,9	49,4
Copepodito de Cyclopoida	3	8234049	12,6	62,0
<i>Keratela americana</i>	4	4716533	7,2	69,3
<i>Ptygura</i> sp.	5	4377304	6,7	76,0
<i>Thermocyclops minutus</i>	6	2605075	4,0	80,0
<i>Hexarthra</i> sp.	7	1936613	3,0	83,0
<i>Brachionus angularis</i>	8	1745663	2,7	85,6
<i>Colloteca</i> sp.	9	1459776	2,2	87,9
<i>Anuraeopsis</i> spp.	10	861957	1,3	89,2
<i>Trichocerca pussila</i>	11	828619	1,3	90,5

Também foi possível notar claras diferenças entre as diversidades estimadas para as lagoas (Figura 35). Central, Carioca e Gambazinho foram as três lagoas com os menores valores de diversidade, refletindo a sua baixa riqueza e dominância de poucas espécies. Amarela, Patos, Barra e Aníbal apresentaram os maiores valores de diversidade, refletindo seus maiores valores de riqueza. Interessante notar que as lagoas Ferrugem e Ferruginha, apesar de seus baixos valores de riqueza, tiveram os maiores valores de diversidade, muito provavelmente pela alta equitabilidade nessas lagoas. As lagoas se distribuíram homogeneamente entre os extremos de diversidade, não sendo possível distinguir grupos de lagoas mais ou menos diversas.

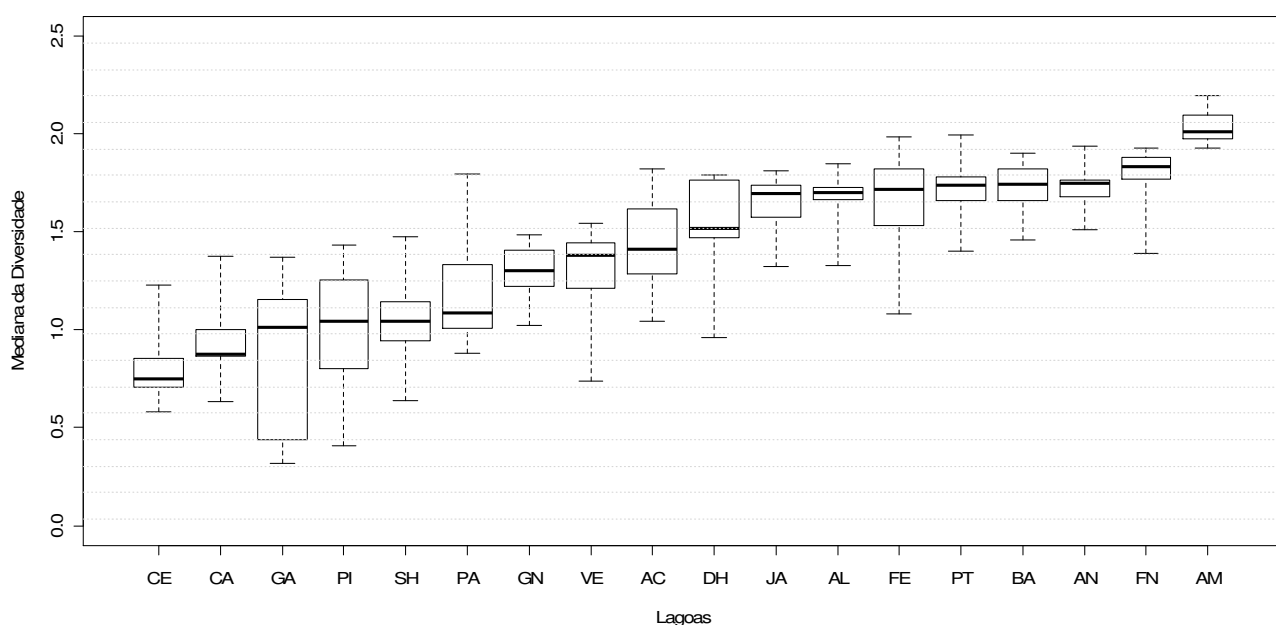


Figura 35. Intervalos percentílicos de 99% para uma amostra (n=10000) Bootstrap não-paramétrica das medianas do índice de Shannon-Wiener das 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.

3.2.3 Seleção das espécies para as Análises de Agrupamento

Abaixo estão listadas as espécies selecionadas para as Análises de Agrupamento (entre parêntesis estão as siglas utilizadas nas análises):

Copépodes:

- *Thermocyclops minutus*.(Themmin)

Rotíferos:

- *Anuraeopsis* spp.; (Anuspp)

- *Ascomorpha* spp.; (Ascsp)
- *Brachionus angularis*; (Braang)
- *Brachionus falcatus*; (Brafal)
- *Brachionus mirus*; (Bramir)

- *Collotheca* sp.; (Collo)
- *Filinia longiseta*; (Fillon)
- *Hexarthra* sp.; (Hexar)
- *Keratella americana*; (Kerame)
- *Ptygura* sp. (Ptygu)
- *Trichocerca pussila*. (Tripus)
- *Bosmina hagmani*; (Boshag)
- *Bosmina tubicen*; (Bostub)
- *Bosminopsis deitersi*; (Bosdei)
- *Ceriodaphnia cornuta*; (Cercor)
- *Ceriodaphnia silvestrii*; (Cersil)
- *Daphnia laevis*; (Daplae)
- *Diaphanosoma birgei*. (Diabir)

Cladóceros:

Dados de abundância de Ostracoda (Ostra), larvas de *Chaoborus* sp. (Chaob), de Náuplios (Nau) e dos copepoditos de Cyclopoidea (CopCy) e de Calanoidea (CopCa) também foram incluídos nessa matriz.

Utilizando-se todas as amostras como casos (dezoito lagoas, três profundidades e quatro campanhas), a matriz de distâncias de Bray-Curtis de todos os 105 *taxa* foi correlacionada com a matriz reduzida dos 24 selecionados. As duas matrizes se mostraram significativamente correlacionadas pelo teste de Mantel (Correlação de Spearman = 0.9949 p-valor: 0.0001)

As correlações entre as profundidades foram baixas, muito provavelmente pelo modo de vida aglomerado de algumas espécies que tendem a se acumular em uma determinada profundidade (patches), mas que ao longo do dia podem realizar movimentos migratórios. Por essa característica, foi utilizada a média das abundâncias das três profundidades representando a integração da coluna d'água.

3.2.4 Análises de Agrupamento

Foram necessários três eixos para explicar em média 93% das matrizes de distâncias do grupo Copepoda. Náuplios, copepoditos de Cyclopoida e *T. minutus* mostraram-se amplamente distribuídos por todas as lagoas, embora não na mesma proporção. A lagoa Pimenta se destacou por não possuir adultos de *T. minutus* no mês de agosto. Os copepoditos de Calanoidea podem ser considerados os fatores diferenciadores das lagoas em basicamente dois grupos (Figura 36): o grupo sem copepoditos de Calanoidea, representado pelas lagoas Águas Claras, Aníbal, Carioca, Central e Pimenta e o grupo com copepoditos de Calanoidea formado pelas lagoas Almécega, Amarela, Barra, Dom Helvécio, Ferrugem, Ferruginha,

Gambazinho, Jacaré e Patos. Copepoditos de Calanoida embora tenham sido identificados nas lagoas Verde, Palmeirinha, Santa Helena e Gambá, em alguns períodos não foram encontrados.

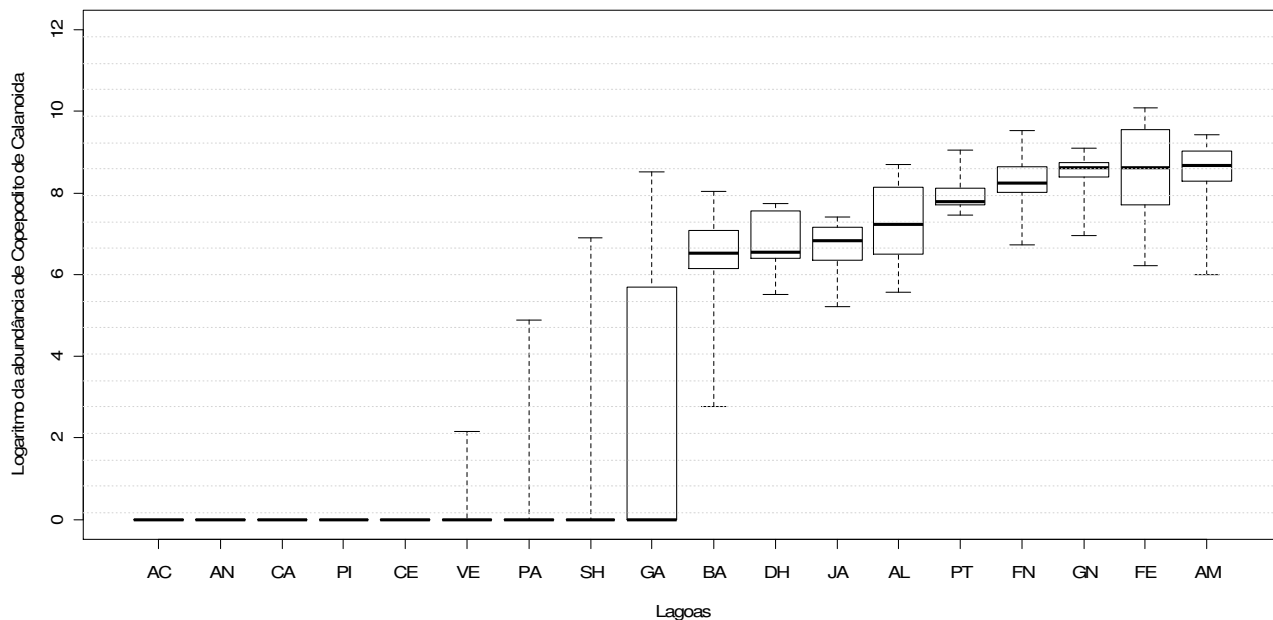


Figura 36. Intervalos percentílicos de 99% a partir de 10000 amostras Bootstrap não-paramétrica das medianas do logaritmo da abundância de copepodito de Calanoida nas 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno. Períodos de amostragem: Agosto e Novembro de 2007 e Fevereiro e Maio de 2008.

Para os rotíferos seis eixos foram necessários para explicar 93% da variância da matriz de distâncias. Observando os agrupamentos formados na figura 37, notamos uma interessante relação entre a sazonalidade e o valor indicador das espécies de rotíferos nos diferentes níveis do dendrograma. Inicialmente em agosto, pico da estação seca, somente *B. mirus* e *Hexarthra* sp. mostraram altos valores indicadores para todas as lagoas. Nesse mês pode-se perceber a formação de dois grupos: um grupo formado por lagoas do grupo pequeno-raso/meso-eutrófico (Amarela, Central, Carioca, Ferruginha e Pimenta) incluindo-se aí as lagoas Gambazinho, Patos e Verde. Para esse grupo nenhuma espécie foi tida como indicadora, mas dentro dele foi possível visualizar a formação de outros dois grupos: um com as duas lagoas mais ricas (Amarela e Patos), indicado por *Ascomorpha* sp. e o restante das lagoas, ainda sem espécies indicadoras. O segundo grupo, formado pelas lagoas profundas e oligotróficas mais a lagoa Ferrugem, foi indicado pelas espécies *Anuraeopsis* sp., *Collotheca* sp. e *Ptygura* sp.. Dentro desse grupo ainda se destacou a espécie *Filinia longiseta* com alto valor indicador para as lagoas Barra e Dom Helvécio. Em Novembro houve um aumento no número de

espécies indicadoras no primeiro nível do dendrograma. *Collotheca* sp. passou a ser mais generalista e as espécies *Keratella americana* e *Trichocerca pussila* foram incluídas no primeiro nível do dendrograma. *Anuraeopsis* sp. e *Ptygura* sp. passaram a ser indicadoras de um maior número de lagoas, mas ainda não englobaram as lagoas Amarela e Patos. *Brachionus angularis* aparece como a próxima espécie indicadora, entretanto o grupo indicado por ela se mostrou heterogêneo segundo as características físicas e químicas. Mais internamente no dendrograma aparecem *Filinia longiseta* e *B. falcatus* como indicadoras de lagoas profundas e oligotróficas, incluindo a lagoa Ferrugem. No mês de Fevereiro, pico das chuvas, tivemos o maior número de espécies indicadoras no primeiro nível do dendrograma. *Anuraeopsis* sp. e *Ptygura* sp, subiram para esse nível. O valor indicador de *Trichocerca pussila* não foi significativo e *Ascomorpha* sp. apresentou um baixo valor indicador. No próximo nível, *B. angularis*, *B. falcatus* e *Filinia longiseta* indicaram o grupo de lagoas profundas e oligotróficas, mais as lagoas Carioca, Ferrugem e Pimenta. Com a diminuição das chuvas em maio, o número de espécies indicadoras no primeiro nível caiu, nota-se inclusive que o valor indicador das espécies também diminuiu. *Anuraeopsis* sp. e *B. mirus* deixaram de indicar as lagoas Gambazinho e Amarela. Novamente encontramos as espécies *B. angularis*, *B. falcatus* e *Filinia longiseta* nos níveis mais internos do dendrograma. Essas três espécies indicaram em novembro, fevereiro e maio as lagoas Almécega, Aníbal, Barra, Dom Helvécio, Ferrugem e Verde.

Analisando a matriz de cladóceros quatro eixos explicaram 93% da variância total. Um grupo se destacou pela inexistência de qualquer uma das sete espécies de cladóceros selecionadas. Esse grupo foi representado pelas lagoas Carioca, Central e Pimenta. As lagoas Amarela e Patos, as mais ricas, sempre permaneceram juntas no mesmo grupo. Nesse grupo *Daphnia laevis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Ceriodaphnia cornuta* foram as principais espécies indicadoras. Exceto na amostragem de agosto, *Diaphanosoma birgei* foi a espécie indicadora do grupo representado pelas lagoas Barra, Dom Helvécio, Santa Helena, Ferruginha e Verde. *Bosmina tubicen* se mostrou a espécie de cladóceros menos restrita, possuindo altos valores indicadores nos níveis mais externos do dendrograma.

Abaixo são apresentados os dendrogramas com as espécies indicadoras em cada nível (Figuras 37, 38 e 39).

Copépodos

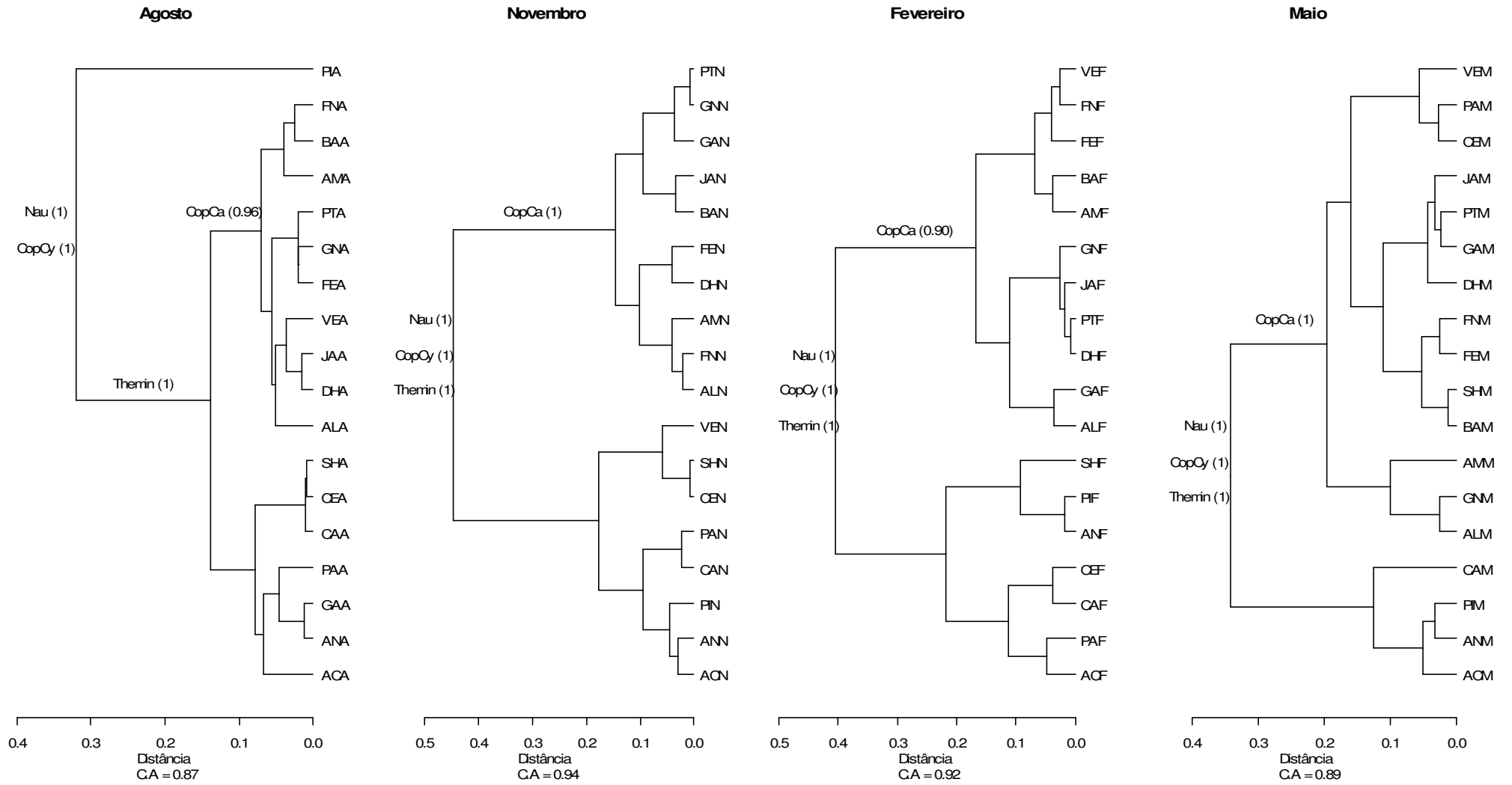


Figura 37: Dendrograma obtido para cada período de amostragem com a matriz de abundância das espécies (Escores) de copépodos e estágios jovens (copepoditos e náuplios). Em cada nível estão as espécies com os valores indicadores entre parênteses. CA = Coeficiente Aglomerativo.

Rotíferos

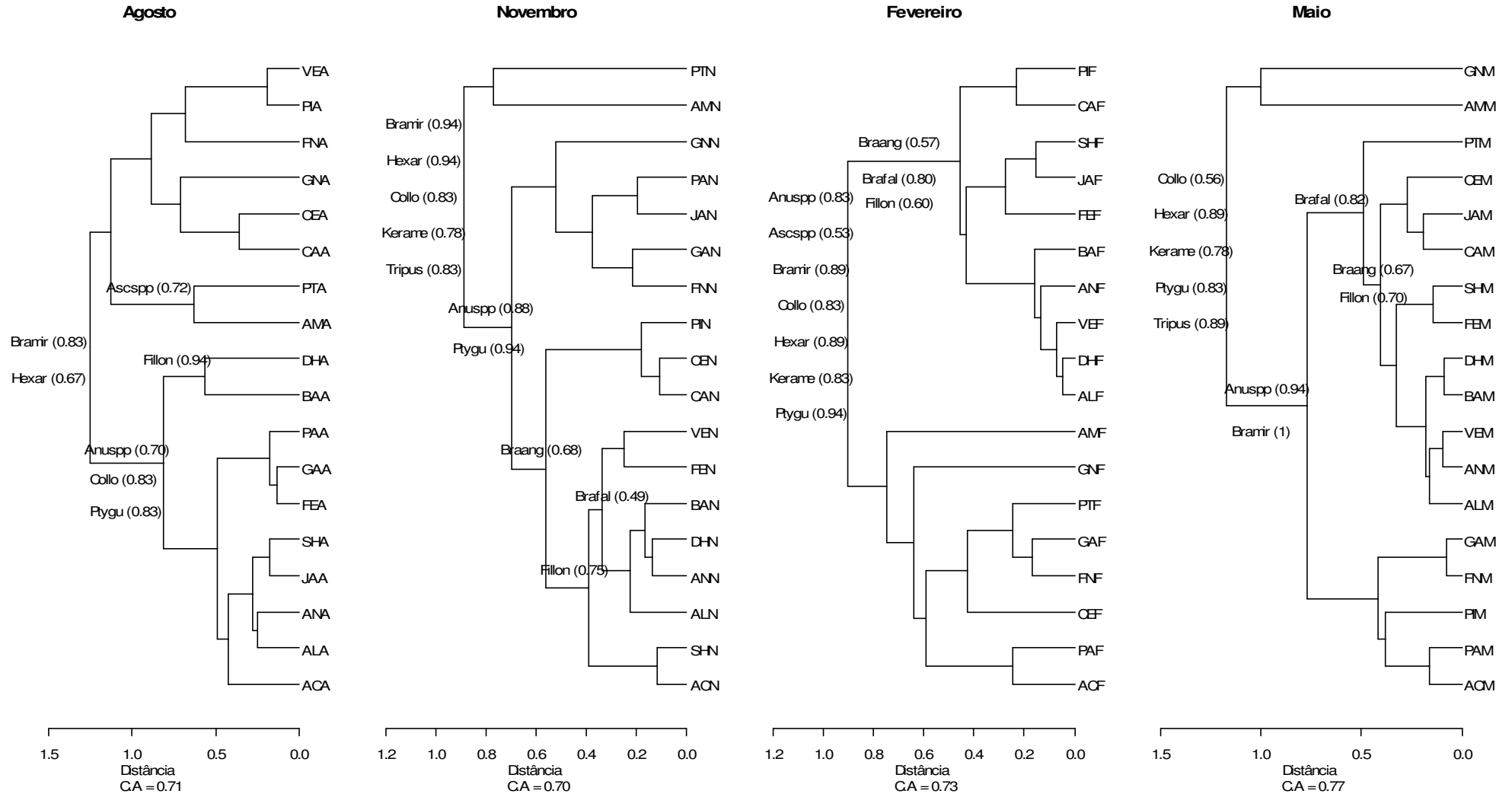


Figura 38: Dendrograma obtido para cada período de amostragem com a matriz de abundância das espécies (Escores) de rotíferos. Em cada nível estão as espécies com os valores indicadores entre parênteses. CA = Coeficiente Aglomerativo.

Cladóceros

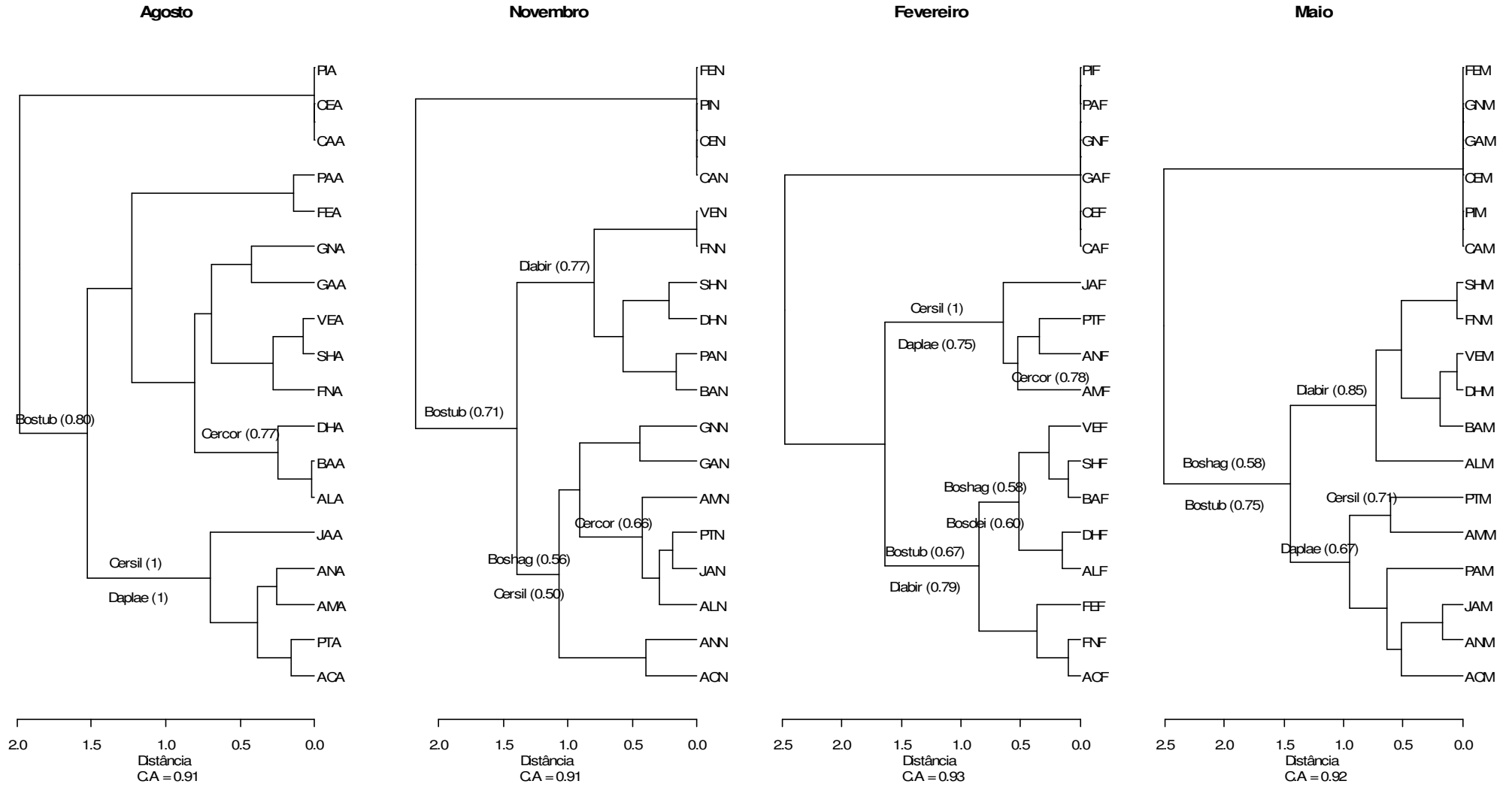


Figura 39: Dendrograma obtido para cada período de amostragem com a matriz de abundância das espécies (Escores) de cladóceros. Em cada nível estão as espécies com os valores indicadores entre parênteses. CA = Coeficiente Aglomerativo.

3.2.5 Efeito da população de *Chaoborus* spp.

A figura 40 mostra as estimativas kernel (Linha de suavização não-paramétrica) das densidades de probabilidade do comprimento corporal total dos dois grupos de larvas de *Chaoborus* spp. grandes e pequenas. Pela figura pode-se observar que existe pouca sobreposição entre os grupos “grande” e “pequeno”, o que indica que esta classificação pode ser utilizada para evidenciar possíveis diferenças nas pressões de predação dessas larvas sobre a comunidade zooplancônica.

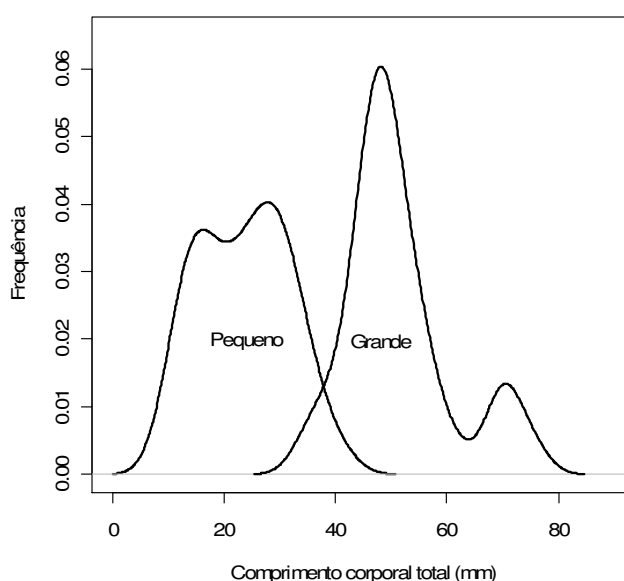


Figura 40: Estimações Kernel das densidades de probabilidade para o comprimento corporal total das larvas de *Chaoborus* spp. para cada um dos dois grupos: grande (n=31) e pequeno (n=31).

Na primeira Análise de Correspondência (Figura 41) os dois eixos explicaram 88% da variância total. Pode-se notar que pelo eixo 1, tanto a riqueza de cladóceros, quanto a de rotíferos mostraram-se inversamente associadas com a abundância de *Chaoborus* spp., sendo que para a riqueza de Cladóceros essa associação inversa se mostrou mais forte.

No segundo gráfico (Figura 42) os dois eixos explicaram 96% da variação total. As abundâncias totais de Rotíferos e Copépodos se mostraram independentes, pois apresentaram baixas correlações com ambos eixos. Observando o eixo 2 notamos que a abundância de cladóceros está inversamente associada à razão larvas grandes/larvas pequenas. Entretanto

essas associações observadas nas ordenações, as correlações de Spearman realizadas 2X2 com o grupo de quatro variáveis em cada análise não foram significativas a um nível de 5%.

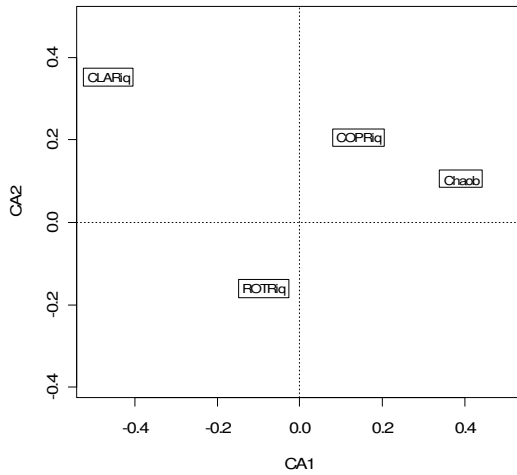


Figura 41: Análise de correspondência da abundância ($\ln(x+1)$) de *Chaoborus* spp. e as riquezas de cada grupo.

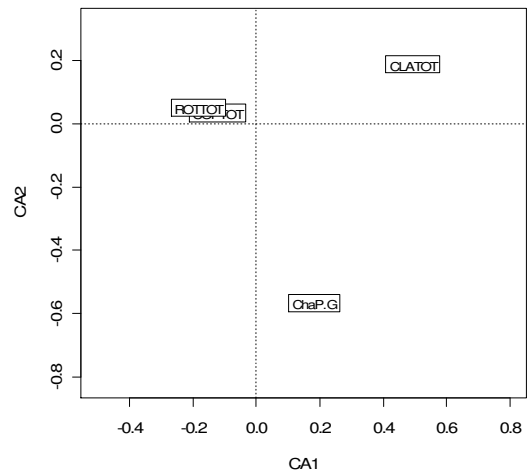


Figura 42: Análise de correspondência da razão larvas pequenas/larvas grandes ($\ln(x+1)$) com as abundâncias ($\ln(x+1)$) de cada grupo.

A partir do dendrograma realizado com as abundâncias de *Chaoborus* spp. não foi possível observar um padrão nos agrupamentos das lagoas. As lagoas não se mantiveram no mesmo grupo ao longo das coletas. Também não houve correspondência entre o grupo da lagoa e a densidade de larvas estimadas. A exemplo podemos chamar a atenção para as lagoas Central e Carioca que permaneceram agrupadas nas amostragens de agosto, novembro e fevereiro com as maiores abundâncias de larvas de *Chaoborus* spp., mas na campanha de maio ficaram separadas e não mais nos grupos com as maiores abundâncias das larvas (Figura 43 e 44). A lagoa Ferrugem foi a única lagoa que em agosto e maio permaneceu no grupo com os menores valores da abundância das larvas de *Chaoborus* spp.

3.2.6 Presença de espécies exóticas de peixes e a porcentagem de biomassa de cianobactérias

Das lagoas aqui amostradas, somente a lagoa Pimenta não foi contemplada no estudo de Latini (2005) sobre a presença de peixes exóticos. Para as dezessete restantes, apenas nas lagoas Gambazinho, no interior do PERD e Ferrugem e Ferruginha na região de entorno, não houve registro da presença de espécies exóticas de peixes. Em todas as outras lagoas restantes foi-se constatada a presença de espécies de peixes exóticas, principalmente os piscívoros

Piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) e Tucunaré (*Cichla cf. ocellaris* Bloch & Schneider, 1801) (Tabela 7).

Tabela 7: Dados de presença e ausência das sete espécies exóticas de peixes para as dezessete lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.

Lagoa	Piranha	Tucunaré	Bagre	Tamboatá	Apaiari	Tambaqui	Tilápia	Soma
AC	1	1	0	0	0	0	0	2
AL	0	0	1	0	0	1	1	3
AM	1	1	1	0	0	0	0	3
AN	0	1	0	0	0	0	0	1
BA	1	1	1	1	0	0	0	4
CA	1	1	1	1	0	0	0	4
CE	1	1	0	1	1	0	0	4
DH	1	1	0	0	1	0	0	3
FE	0	0	0	0	0	0	0	0
FN	0	0	0	0	0	0	0	0
GA	1	1	0	0	0	0	0	2
GN	0	0	0	0	0	0	0	0
JA	1	1	1	1	1	0	0	5
PA	1	1	1	1	0	0	0	4
PI	---	---	---	---	---	---	---	---
PT	1	1	0	0	0	0	0	2
SH	1	1	0	0	1	0	0	3
VE	0	1	0	0	0	0	0	1
Soma	11	13	6	5	4	1	1	41

A participação de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica das dezoito lagoas estudadas foi muito variável, como pode ser visto na figura 45.

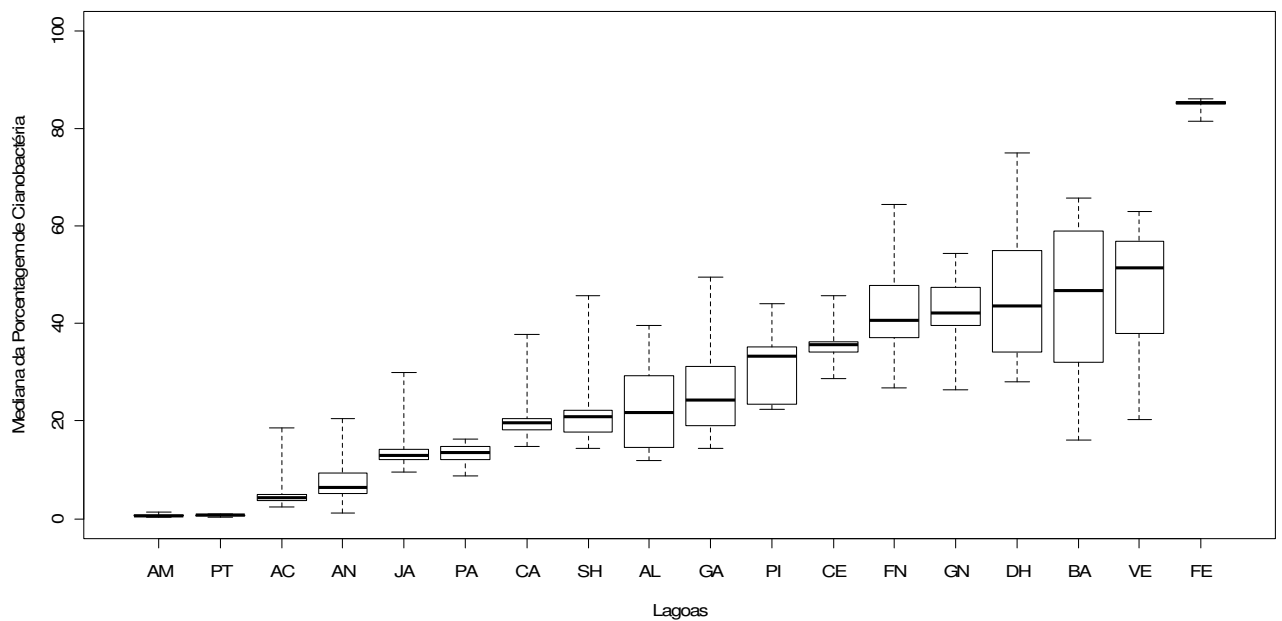


Figura 45. Intervalos percentílicos de 99% para uma amostra (n=10000) Bootstrap não-paramétrica das medianas da porcentagem do biovolume de Cianobactéria nas 18 lagoas amostradas no PERD (MG) e área de entorno.

As lagoas Amarela e Patos, que são as mais ricas, possuem baixas proporções de cianobactérias. A lagoa Ferrugem se destaca pelos altos percentuais de cianobactérias em sua comunidade fitoplanctônica.

4. PARTE QUATRO: RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS

4.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE OS DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS

Uma Análise de Correspondência Canônica foi realizada (função “cca” do pacote “vegan”) com as 24 espécies e com as sete variáveis ambientais selecionadas. O valor das abundâncias das espécies foi logaritimizado ($\ln(x+1)$), assim como o valor da área superficial dos lagos ($\ln(x)$). As variáveis ambientais foram padronizadas segundo sua média e seu desvio padrão. Para que o algoritmo pudesse realizasse os cálculos foram retiradas as amostras que não continham todos os valores das variáveis e por isso a análise foi realizada com 131 amostras válidas das 216 processadas.

Para verificar relações entre similaridades das comunidades zooplânctônicas e das variáveis físicas e químicas, foi utilizado o procedimento descrito por Clarke & Ainsworth (1993) (função “bioenv” do pacote “vegan”). Uma tabela de presença e ausência foi obtida a partir de uma tabela das médias das abundâncias das 24 espécies nas três profundidades. Utilizou-se o índice de Sorensen para construção das matrizes de similaridade em cada período. Para a matriz ambiental também foi utilizada a média das três profundidades das sete variáveis ambientais. As matrizes foram calculadas para os grupos zooplanctônicos e para cada espécie individualmente. Através de um método iterativo buscou-se a melhor combinação das variáveis ambientais que produzisse uma matriz de similaridades mais bem correlacionada com a matriz das espécies. Ou seja, para cada combinação de 1, 2, 3,...,7 variáveis ambientais as mesmas foram padronizadas e calculada uma matriz de similaridade utilizando-se a distância euclidiana. Cada uma dessas matrizes foi correlacionada com a matriz de espécies através do teste de Mantel (Correlação de Spearman). Foi utilizada a

combinação de variáveis com a maior correlação significativa encontrada. Uma matriz de correlações (correlações de Spearman) também foi calculada para cada par de variáveis.

Gráficos de $\ln(\text{riqueza}+1) \times \ln(\text{área})$ foram construídos para a riqueza total e para a riqueza de cada grupo zooplanctônico.

4.2 RESULTADOS DA RELAÇÃO ENTRE OS DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS

Os eixos canônicos explicaram apenas 18,7% da variação da matriz das espécies, ou seja, ainda existem outras variáveis preditoras a serem incorporadas. Pelos testes de permutação todas as sete variáveis se mostraram significantes (5% de significância), exceto Inorgânicos Nitrogenados Dissolvidos (DIN) (marginalmente significativo). Para os eixos canônicos, somente os três primeiros eixos foram significantes (5% de significância). Esses três eixos representam 82,2% dos 18,7% da variação da matriz das espécies (Figura 46).

Em relação a eixo 1 percebemos uma oposição entre os rotíferos, exceto *Brachionus mirus*, e os copépodes, *Chaoborus* spp. e ostracoda. No lado positivo do eixo 1 esses últimos estão associados a maiores valores de coeficiente de atenuação escalar da luz, razão zona de mistura:profundidade total, inorgânicos nitrogenados dissolvidos e nitrogênio total. No lado negativo do eixo 1 temos o logaritmo da área superficial e o fósforo total em associação com os rotíferos e os cladóceros *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma birgei*, *Bosmina hagmani* e *Bosmina tubicen*. Em relação ao eixo 2 houve associação de *Ceriodaphnia cornuta*, *C. silvestrii* e *Daphnia laevis* com a concentração do íon ortofosfato. As associações com o eixo 3 não estão muito claras.

Para as matrizes de presença e ausência não foram observadas, em nenhum período, correlações significativas com nenhum representante dos copépodes. A larva náuplios e os copepoditos de Cyclopoida estiveram presentes em todas as amostras e em todos os períodos. *Thermocyclops minutus* só esteve ausente na lagoa Pimenta no mês de agosto. Por outro lado, todas as espécies de rotíferos apresentaram correlações significativas em pelo menos um período (mínimo de 20% e máximo de 56%), o mesmo ocorrendo para os cladóceros (mínimo de 16% e máximo de 52%). O logaritmo da área superficial das lagoas foi a variável mais freqüente nas correlações. Para rotíferos, fósforo total e coeficiente de atenuação também foram as variáveis mais freqüentes e para os cladóceros, a concentração do íon ortofosfato (Tabela 5).

Análise de Correspondência Canônica

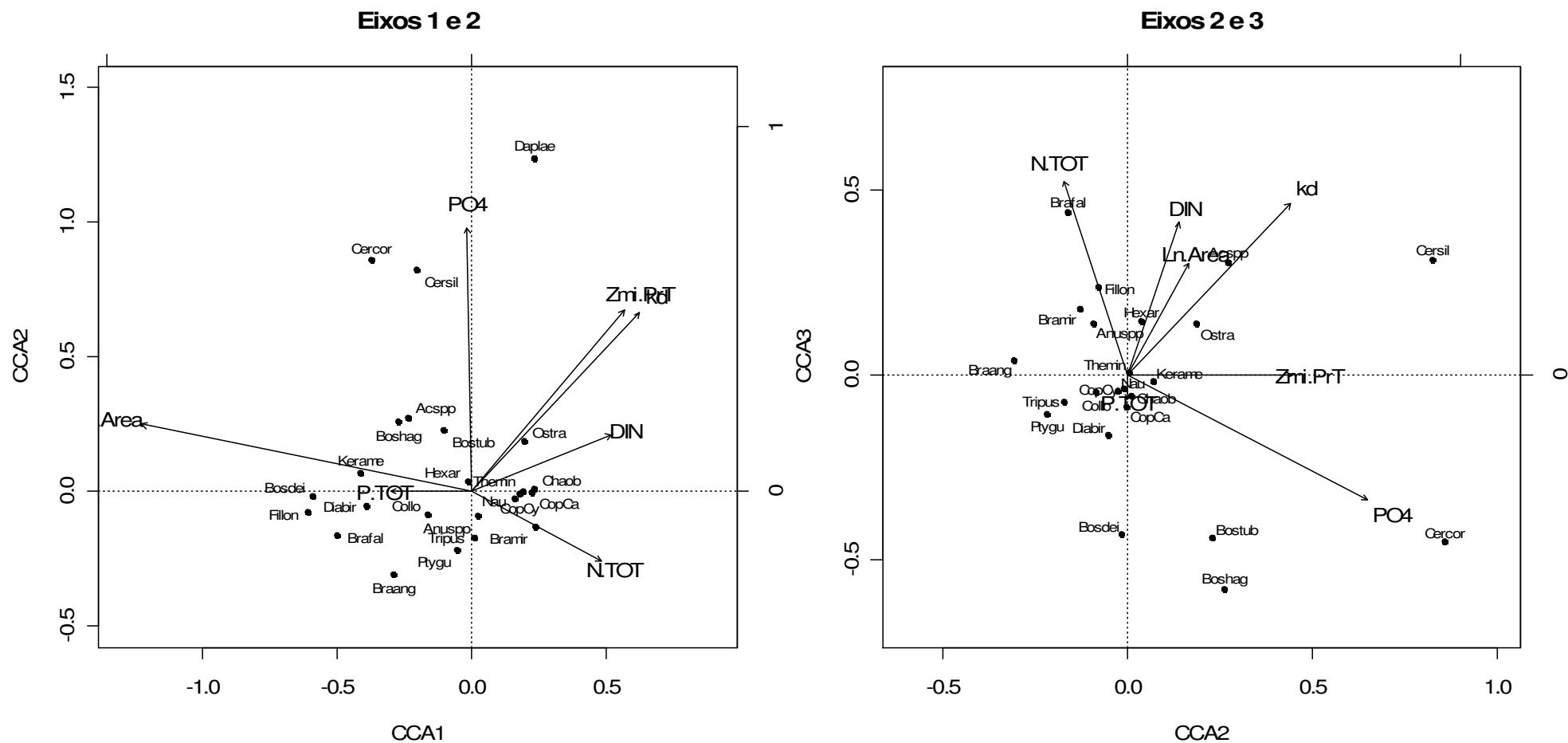


Figura 46: Três primeiros eixos canônicos da Análise de Correspondência Canônica envolvendo as 24 espécies da comunidade zooplancônica e as sete variáveis ambientais selecionadas.

Tabela 5: Correlações entre as matrizes de similaridade da presença e ausência das espécies da comunidade zooplancônica e as variáveis ambientais.

N.S. = Não significativo a um nível de significância de 10%, P.T. = Presente em todas as amostras

P.TOT = Fósforo Total, PO4 = Ortofosfato, N.TOT = Nitrogênio Total, DIN = Inorgânicos nitrogenados dissolvidos, kd = Coeficiente de atenuação escalar da luz,

Zmi.PrT = Razão zona de mistura:Profundidade Total e Ln.Area = Logaritmo natural da área superficial do lago

	AGO		NOV		FEV		MAI	
	Cor	Variáveis	Cor	Variáveis	Cor	Variáveis	Cor	Variáveis
COPs	N.S		N.S		N.S		N.S	
Nau	P.T.		P.T.		P.T.		P.T.	
CopCy	P.T.		P.T.		P.T.		P.T.	
CopCa	N.S		N.S		N.S		N.S	
Themim	N.S		P.T.		P.T.		P.T.	
ROTs	0.39	PO4 kd Zmi.PrT Ln.Area	0.28	P.TOT kd Ln.Area	0.40	P.TOT N.TOT Ln.Area	0.45	DIN kd Ln.Area
Anuspp	0.45	DIN Zmi.PrT	0.24	P.TOT kd	N.S		0.32	PO4 DIN kd Ln.Area
Ascsp	N.S		0.30	P.TOT N.TOT	0.24	N.TOT	0.54	N.TOT DIN
Braang	N.S		0.20	P.TOT	0.36	PO4 N.TOT	0.30	P.TOT N.TOT DIN Ln.Area
Brafal	0.51	P.TOT Zmi.PrT	0.22	PO4 Ln.Area	0.41	PO4 Ln.Area	0.28	kd Ln.Area
Bramir	0.44	P.TOT kd	0.53	kd	0.54	P.TOT PO4 Zmi.PrT Ln.Area	0.37	kd Ln.Area
Collo	0.33	DIN kd	0.30	DIN kd	0.47	P.TOT DIN kd	0.43	DIN kd Ln.Area
Fillon	0.39	P.TOT N.TOT kd	0.21	DIN Ln.Area	0.24	PO4 Ln.Area	0.34	PO4 kd
Hexar	0.56	Zmi.PrT	N.S		N.S		N.S	
Kerame	0.43	PO4 kd Zmi.PrT Ln.Area	0.33	DIN	0.50	PO4	0.20	Ln.Area
Ptygu	0.20	DIN kd Ln.Area	0.39	P.TOT kd	0.54	P.TOT DIN	0.46	kd
Tripus	0.47	PO4 Zmi.PrT Ln.Area	0.44	DIN kd Zmi.PrT Ln.Area	N.S		0.27	kd Ln.Area
CLAs	0.17	kd	0.35	kd	0.29	P.TOT PO4 kd Ln.Area	0.37	DIN kd
Boshag	0.16	PO4 N.TOT	N.S		0.52	PO4 N.TOT Ln.Area	0.50	kd Ln.Area
Bostub	N.S		0.36	kd	0.32	PO4 N.TOT kd Ln.Area	0.52	DIN kd
Bosdei	0.21	N.TOT Zmi.PrT Ln.Area	N.S		0.34	N.TOT Ln.Area	0.30	N.TOT
Cercor	0.35	PO4 N.TOT	N.S		N.S		0.30	P.TOT N.TOT Ln.Area
Cersil	N.S		N.S		N.S		0.26	N.TOT Zmi.PrT
Daplae	N.S		N.S		N.S		0.20	PO4 N.TOT Zmi.PrT Ln.Area
Diabir	0.31	kd Ln.Area	0.31	kd	0.28	PO4 Ln.Area	0.24	kd Ln.Area
Ostra	0.24	DIN Zmi.PrT Ln.Area	0.28	DIN	N.S		0.56	Zmi.PrT
Chaob	0.50	PO4 kd	P.T.		P.T.		N.S	

Os gráficos de riqueza x área (Figura 47) mostraram que existe uma relação entre essas duas variáveis para toda a comunidade zooplânctônica. Mas quando os grupos foram considerados separadamente a relação só ocorreu para Rotifera e Cladocera.

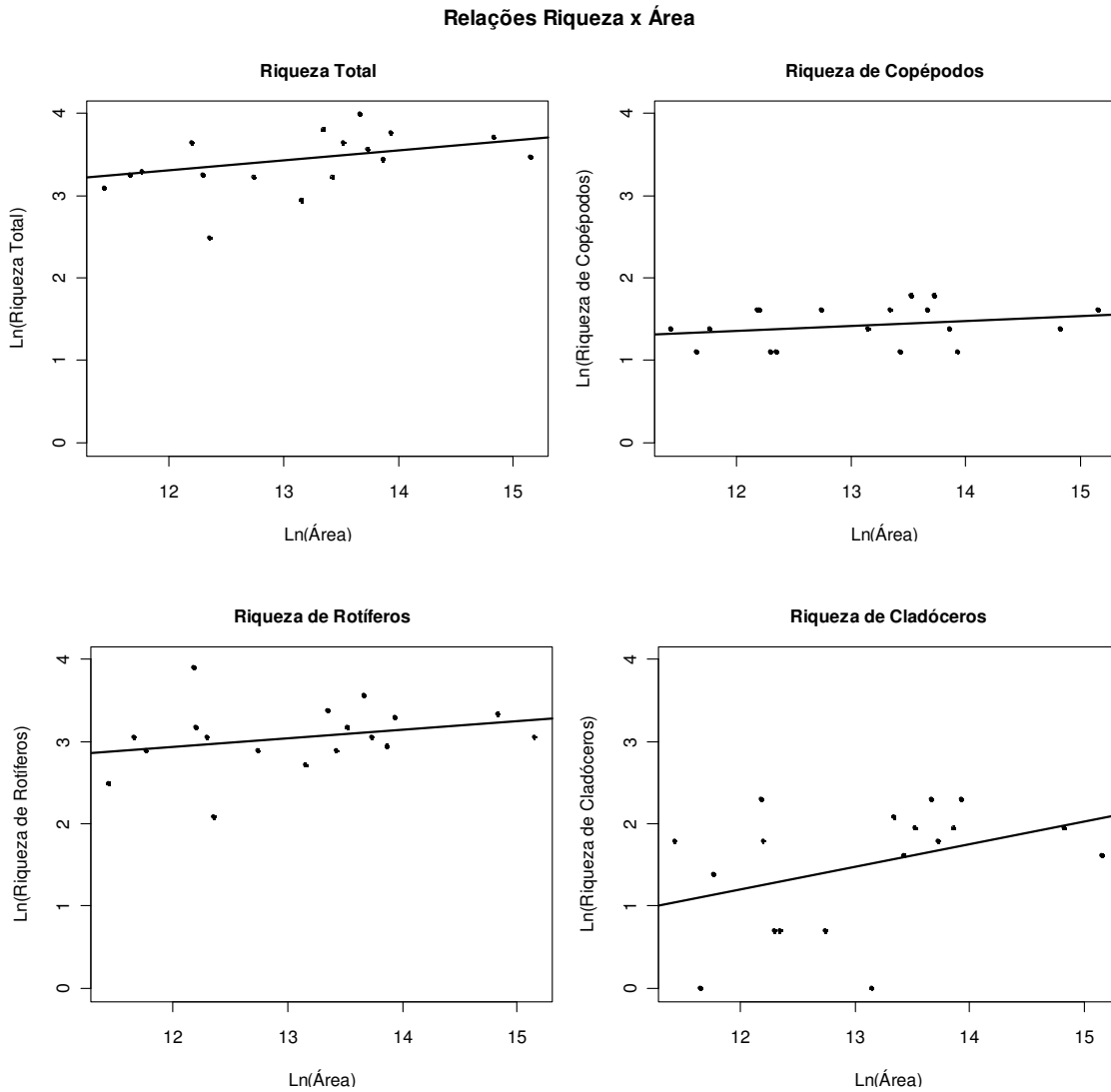


Figura 47: Gráficos das regressões lineares entre o logaritmo da riqueza total e por grupo zooplânctônico e o logaritmo da área superficial das lagoas.

5. PARTE CINCO: RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS

5.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE DAS RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS

Para avaliar a relação da distância geográfica entre as lagoas nos fatores bióticos e abióticos, foi calculada uma matriz de distâncias a partir das coordenadas geográficas dos pontos de coleta de cada lagoa (função “rdist.earth” do pacote “fields”). Essa matriz foi correlacionada com as matrizes de similaridades obtidas com cada variável ambiental e com a tabela de presença e ausência de cada espécie em cada um dos quatro períodos. Também foram realizadas correlações com a riqueza total e por grupo zooplanctônico além de correlações com os resíduos da regressão riqueza x área.

5.2 RESULTADOS DA ANÁLISE DAS RELAÇÕES ESPACIAIS DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS

As correlações espaciais das variáveis ambientais, das riquezas e seus resíduos e das tabelas de presença e ausência são mostradas abaixo (Tabelas 6, 7 e 8).

Tabela 6: Correlações espaciais das variáveis ambientais para cada período. N.S. = Não significativo a um nível de 10% de significância.

	AGO	NOV	FEV	MAI
	Cor	Cor	Cor	Cor
P.TOT	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
PO4	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
N.TOT	0.25	N.S.	N.S.	N.S.
DIN	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
k0	0.25	0.25	0.31	0.29
Zmi.PrT	N.S.	0.25	N.S.	N.S.
Ln.Area	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.

Tabela 7: Correlações espaciais das riquezas totais e por grupo e os resíduos das regressões Riqueza X Área para cada período. N.S. = Não significativo a um nível de 10% de significância.

	AGO	NOV	FEV	MAI
	Cor	Cor	Cor	Cor
Riqueza total	0.24	N.S.	N.S.	0.17
Riqueza de Copepoda	0.20	N.S.	N.S.	N.S.
Riqueza de Rotífera	0.21	N.S.	N.S.	N.S.
Riqueza de Cladocera	N.S.	N.S.	N.S.	0.21
Resíduos da Riqueza total	0.33	N.S.	N.S.	0.19
Resíduos da Riqueza de Rotífera	0.19	N.S.	N.S.	N.S.
Resíduos da Riqueza de Cladocera	0.33	N.S.	N.S.	0.26

O Coeficiente de atenuação escalar da luz apresentou correlação espacial nos quatro períodos. Nitrogênio total esteve correlacionado significativamente em agosto e a razão zona de mistura:profundidade total, em novembro (Tabela 6).

A riqueza total apresentou correlação espacial significativa em agosto e maio, o mesmo ocorrendo com os resíduos da regressão da riqueza total. A riqueza de Copepoda, de Rotifera e dos resíduos da riqueza de rotíferos se correlacionaram apenas em agosto. A riqueza de Cladocera se correlacionou apenas em maio, mas os resíduos da riqueza se correlacionaram em agosto e em maio. Nota-se um ligeiro aumento das correlações espaciais quando se utiliza os resíduos da riqueza total e da riqueza de Cladocera, o mesmo não ocorrendo com a riqueza de Rotifera.

Para as matrizes de presença e ausência, Copepoda apresentou correlação principalmente devido à correlação espacial dos copepoditos de Calanoida, já que náuplios, copepoditos de Cyclopoida e *Thermocyclops minutus* estavam presentes em todas as lagoas nos quatro períodos, exceto Pimenta em agosto, como já citado. Para Rotifera somente *Collotheca* sp. apresentou correlação significativa em maio e dentre os Cladocera, *Diaphanosoma birgei* foi a espécie que apresentou um maior número de correlações significativas (agosto, novembro e fevereiro), entretanto as maiores correlações ocorreram com *Bosmina tubicen* (em agosto e novembro). *Bosminopsis deitersi* esteve correlacionado espacialmente em agosto e *Daphnia laevis* em fevereiro.

Tabela 8: Correlações espaciais da presença e ausência das espécies para cada período.
 N.S. = Não significativo a um nível de 10% de significância.
 P.T = Presente em todas as amostras

	AGO	NOV	FEV	MAI
	Cor	Cor	Cor	Cor
COP	0.38	N.S.	0.51	0.18
Nau	P.T	P.T	P.T	P.T
CopCy	P.T	P.T	P.T	P.T
CopCa	0.33	N.S.	0.57	0.21
Themim	0.41	P.T	P.T	P.T
ROT	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Anuspp	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Ascspp	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Braang	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Brafal	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Bramir	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Collo	N.S.	N.S.	N.S.	0.40
Fillon	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Hexar	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Kerame	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Ptygu	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Tripus	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
CLA	0.41	0.38	N.S.	N.S.
Boshag	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Bostub	0.30	0.35	N.S.	N.S.
Bosdei	0.21	N.S.	N.S.	N.S.
Cercor	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Cersil	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Daplae	N.S.	N.S.	0.20	N.S.
Diabir	0.30	0.19	0.19	N.S.
Ostra	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Chaob	N.S.	P.T	P.T	N.S.

A partir do mapa da hidrografia da região do PERD foi possível notar dois grupos de lagoas. As lagoas Águas Claras, Amarela, Almécega, Barra, Jacaré, Verde, e outras não avaliadas nesse estudo ligadas pelo rio Mombaca e as lagoas Aníbal e Dom Helvécio e outras não avaliadas nesse estudo ligadas, pelo rio Turvo (Figura 48). Latini (2005), estudou em detalhes os corredores de dispersão das lagoas da bacia do rio Mombaca e comprovou a existência e eficácia desses corredores no intercâmbio de peixes entre as lagoas.

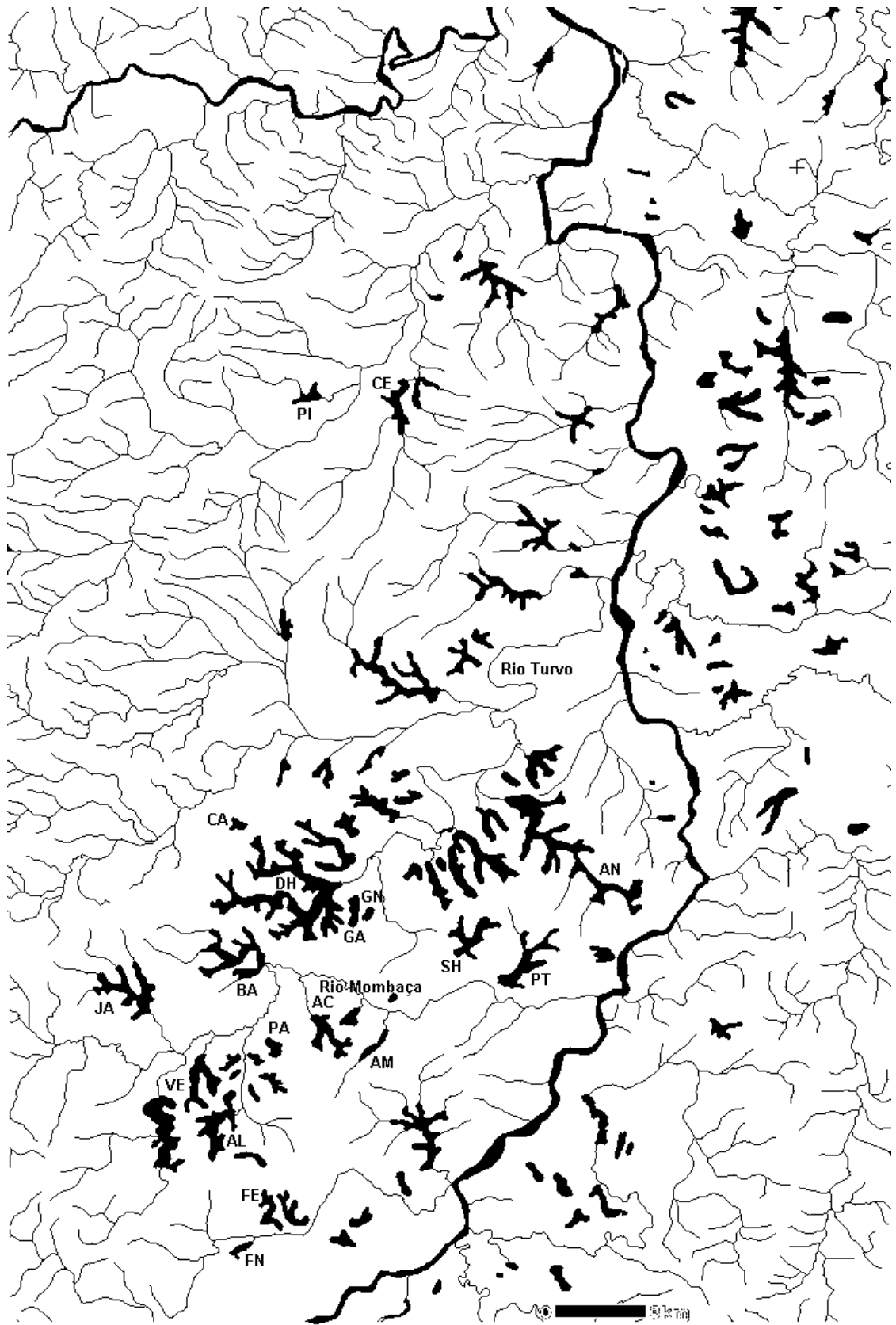


Figura 48: Hidrografia da região do Médio Rio Doce (MG) com as lagoas analisadas nesse estudo. Fonte: IEF

6. DISCUSSÃO

6.1 A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E SUAS RELAÇÕES COM OS FATORES ABIÓTICOS E ESPACIAIS

A distância de Bray-Curtis vem sendo amplamente utilizada em trabalhos com abundâncias (Bloom 1981; Field *et al.*, 1982; Dufrene & Legendre, 1997), principalmente porque ela não é afetada por duplas ausências e dá um maior valor para as espécies mais abundantes na similaridade de cada par, assumindo que essas espécies são melhor amostradas. A distância Qui-quadrado também foi testada, via Análise de Correspondência (CA) e Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), entretanto os gráficos de ordenação da Análise de Coordenadas Principais com a matriz de distâncias de Bray-Curtis forneceu uma aparente melhor separação das lagoas.

A variância explicada pela Análise de Correspondência Canônica foi bastante baixa. Além disso, essa análise utiliza da Regressão Múltipla para obter os escores das espécies. Ou seja, todos os pressupostos dessa análise devem ser válidos, como por exemplo a linearidade da relação entre variáveis ambientais e as espécies. Esse pressuposto, porém, é relaxado quando se utiliza a distância qui-quadrado para se analisar os escores. Entretanto, um dos pressupostos mais fortes da regressão múltipla diz respeito à independência das variáveis predictoras, ou seja, as variáveis predictoras não podem ser variáveis aleatórias. Deve ser garantido a não influência das variáveis resposta sobre as variáveis predictoras. A maioria dos estudos de larga escala, tanto as abundâncias das espécies quanto os valores das variáveis ambientais são coletados de forma que todas essas variáveis são aleatórias. Não podemos garantir que não existam influências das espécies sobre as variáveis ambientais. O que se pode estudar são apenas relações entre variáveis, mas não se pode dizer nada a respeito da explicação de uma variável por outra. Assim, não existe suporte estatístico para se dizer que as sete variáveis ambientais selecionadas explicam 18,2% da variância. A exemplo, pode-se perguntar: uma espécie possui altas abundâncias sobre altos valores de coeficiente de atenuação ou o coeficiente de atenuação fica maior quando essa certa espécie está em altas abundâncias? Ou ainda: as concentrações de nutrientes dissolvidos explicam altas abundâncias do zooplâncton ou altas abundâncias do zooplâncton colaboram para maiores valores de nutrientes dissolvidos através da mineralização? De toda forma, a Análise de

Correspondência Canônica nos fornece evidências de associações positivas, negativas ou neutras entre as espécies e dessas com as variáveis ambientais.

O método proposto por Clarke & Ainsworth (1993) é interessante já que podem ser utilizadas várias variáveis ambientais, como na regressão múltipla, sem a necessidade de utilizar os pressupostos de variável preditora e variável resposta. Além disso, é possível obter um valor de associação que pode ser utilizado para comparações, inclusive com os dados espaciais, que é o coeficiente de correlação das duas matrizes. No entanto, esse método não nos evidencia se as relações entre as espécies, ou conjunto de espécies, possuem uma relação positiva ou negativa com a variável ambiental, ou conjunto de variáveis, já que tanto correlações positivas quanto negativas fornecem similaridades correlacionadas positivamente.

São inúmeros os trabalhos associando a comunidade zooplanctônica às variáveis físicas e químicas dos lagos, na tentativa de encontrar espécies ou assembléias indicadoras. Entre os trabalhos clássicos para os ambientes temperados estão os de Gannon & Stemberger (1978) e Sládeček (1983). Segundo Allan (1976) os três grupos zooplanctônicos mais representativos, Copepoda, Rotifera e Cladocera, diferem significativamente em suas estratégias adaptativas, entre elas o potencial reprodutivo, a capacidade competitiva e a evasão contra predadores. As diferenças nessas estratégias levam a conseqüências diretas nas flutuações sazonais da abundância e na biogeografia de cada grupo e, por extensão, na utilização como indicadores de qualidade ambiental.

Os copépodes são artrópodes obrigatoriamente dióicos e que passam por vários estágios larvais até a idade reprodutiva. Dessa forma, possuem um ciclo de vida relativamente longo quando comparado com outros grupos da comunidade zooplanctônica. As principais ordens são Cyclopoida e Calanoida, os primeiros de tamanho corporal menor e com distribuição mais cosmopolita que os segundos (Matsumura-Tundisi & Silva, 1999). *Thermocyclops minutus* é a espécie de copépodo dominante nas lagoas amostradas no PERD e região de entorno. As abundâncias de náuplios e copepoditos de Cyclopoida foram analisadas em separado, mas provavelmente correspondem a essa espécie. A falta de correlações entre a presença de *T. minutus* e as variáveis ambientais indica que, apesar das lagoas possuírem diferenças em suas características físicas e químicas, essas parecem não influenciar na distribuição e persistência desta espécie. Esse Cyclopoida não só está presente em todas as lagoas, como também é a espécie dominante em número, à exceção de algumas

amostras das lagoas Gambazinho e Verde, quando *Tropocyclops prasinus* dominou. *Thermocyclops minutus* é conhecida por sua dominância em ambientes oligotróficos, sendo substituída gradualmente por *Thermocyclops decipiens* com o aumento do grau de trofia (Landa *et al.*, 2007). O fato da maior parte das lagoas analisadas neste estudo terem sido classificadas como oligo-mesotróficas pode explicar a não substituição de *T. minutus*, ao mesmo tempo evidenciam uma alta capacidade colonizadora desta espécie.

Os Copepoda Calanoida são considerados como indicadores de oligotrofia por Gannon e Stemberger (1978). Pinto-Coelho (2005) verificou o desaparecimento gradual das populações de Calanoidas com o aumento do grau de trofia na represa da Pampulha em Belo Horizonte. Entretanto, outros estudos relataram altas abundâncias de *Argyrodiaptomus* sp. em reservatórios eutróficos do Rio Grande do Norte (Souza *et al.*, 2008). Atualmente alguns autores têm visto os Calanoidas mais como resistentes à oligotrofia, ou seja, a baixas concentrações de alimento, do que propriamente indicadores dela (Soto & De los Ríos, 2006). A espécie dominante nas lagoas foi *Notodiaptomus isabellae*, exceto para a lagoa Amarela, onde *N. dubius* foi a única espécie de Calanoida encontrado. Como foi trabalhado apenas com os copepoditos de Calanoida, não se pôde inferir a respeito da biologia das espécies, de forma que as conclusões serão baseadas apenas no gênero. Na análise dos fatores abióticos foi discutida a formação de dois grupos de lagoas. Pequenas e rasas, com um maior grau de trofia e as lagoas oligotróficas, grandes e profundas. No entanto, considerando a presença ou ausência dos copepoditos de Calanoida, não foi observada uma correspondência perfeita entre os grupos de lagoas formados e Calanoida como indicador. As duas principais lagoas do grupo pequeno-raso/meso-eutrófico, Ferrugem e Ferruginha, apresentaram populações com altas densidades de copepoditos de Calanoida, e as lagoas Água Claras e Aníbal, que são lagoas grandes e oligotróficas, não tiveram uma representação expressiva. Também não foram significativas as correlações da presença ou ausência do copepodito de Calanoida com nenhuma das sete variáveis ambientais. Esse último fato pode estar ligado ao ciclo de vida longo e maior longevidade, que faz com que as mudanças ambientais não sejam acompanhadas tão rapidamente pela população. Matsumura-Tundisi & Silva (1999) citam os Calanoida como copéodes de distribuição restrita a determinadas faixas latitudinais e com alto grau de endemismo. Mesmo numa escala geográfica menor, como a deste estudo, ficou evidente a distribuição limitada dessa ordem em comparação a Cyclopoida, sendo o único representante dos Copepoda com correlações espaciais significativas. Adultos de

Thermocyclops minutus (Cyclopoida) estiveram correlacionados espacialmente em agosto devido a estarem ausentes na lagoa Pimenta, mas nessa lagoa estavam presentes copepoditos de Cyclopoida, que provavelmente são dessa espécie. Uma correlação espacial significativa indica que, se uma lagoa apresenta copepoditos de Calanoida, lagoas próximas a ela terão maiores probabilidades de também apresentarem copepoditos deste grupo se comparado com lagoas mais distantes. Esse resultado pode ser explicado pela existência de corredores de dispersão entre as lagoas, levando ao intercâmbio de espécies entre elas, principalmente durante o período de chuvas. Lagoas isoladas, ou não interligadas pelos corredores, não apresentariam copepoditos de Calanoida, devido a restrições na capacidade dispersiva deste organismos. A lagoa Aníbal poderia ser um exemplo desse isolamento. Algumas exceções devem ser ressaltadas, por exemplo as lagoas Águas Claras e Carioca, que não apresentaram copepoditos de Calanoida, e se encontram ao lado de lagoas com populações expressivas do mesmo, no caso as lagoas Amarela e Dom Helvécio, respectivamente. Nessas lagoas, outros fatores locais poderiam estar atuando negativamente sobre a persistência das populações de Calanoida. Uma hipótese seria a proposta por Pinto-Coelho *et.al.* (2008), onde a introdução de espécies exóticas de peixes, teria causado um “relaxamento ecológico” (ecological release) das populações de *Chaoborus* spp., o que poderia ter levado à exclusão não só das populações de cladóceros como também de Calanoidas, culminando no aumento das populações de cianobactérias. Por outro lado, as lagoas Almêcega, Barra e Dom Helvécio, com elevadas populações de copepoditos de Calanoida e de cladóceros, também apresentam espécies introduzidas de peixes, grandes populações de *Chaoborus* spp. e altas porcentagens de cianobactérias, maiores até que das lagoas Águas Claras e Carioca. Este fato será discutido com mais detalhes abaixo. A inexistência de copepoditos de Calanoida não necessariamente indica a inexistência de copépodes Calanoidas, já que, observando as lista de espécies (anexo 1) notamos que *Notodiptomus isabellae* esteve presente nas lagoas Águas Claras, Aníbal e inclusive Central. Mas a ausência desses copepoditos indica que a população não está bem estabelecida, possível consequência tanto de fatores locais, como altas taxas de predação e baixa qualidade alimentar, quanto de fatores regionais, devido à restrições dispersivas, como pequeno número de propágulos.

Devido a características como ciclo de vida curto, os rotíferos tem sido considerados como bons indicadores da qualidade das águas, já que respondem rápido às mudanças

ambientais (Gannon e Stemberger, 1978). Sládeček (1983) realizou um trabalho extenso sobre o valor indicador das espécies de rotíferos na República Checa. Segundo o autor os rotíferos são bons indicadores tanto dos níveis de saprobidade, quanto do estado trófico de lagos. Attayde e Bozelli (1998) também apontaram os rotíferos como bons indicadores de eutrofia. Os trabalhos concordam entre si que, espécies do gênero *Brachionus* tendem a ser mais abundante em lagos com maiores graus de trofia. Outros gêneros citados pelos autores como indicadores de condições eutróficas são *Anuraeopsis*, *Filinia* e *Keratella*. O gênero *Trichocerca* foi citado por Sládeček (1983) como indicador de oligotrofia, mas em Gannon e Stemberger (1978) alguns trabalhos citados consideram espécies desse gênero como indicadores de eutrofia. Os rotíferos também são reconhecidos como organismos oportunistas que, pelo seu modo de reprodução partenogênético e capacidade de resistência à dessecação, dispersam-se facilmente (Havel & Shurin, 2004; Lampert & Sommer, 2007) o que culmina para uma distribuição cosmopolita. No presente trabalho, todas as espécies de rotíferos apresentaram correlações significativas com as variáveis ambientais em pelo menos um dos quatro períodos amostrados, refletindo sua sensibilidade aos fatores locais, ao passo que somente *Collotheca* sp. apresentou correlação espacial em maio. A maioria das espécies selecionadas para a análise foram consideradas muito generalistas, distribuindo-se amplamente pelas lagoas do PERD, principalmente nos meses de chuva.

O gênero *Brachionus* foi o mais abundante, com três espécies selecionadas para as análises. *B. mirus* apresentou altas densidades nas lagoas e parece não ser afetada pelos copépodos e *Chaoborus* spp., estando de certa forma associada a elas, como pode ser visto no gráfico da Análise de Correspondência Canônica (Figura 46). Essa espécie esteve associada positivamente com k_0 e negativamente com o logaritmo natural da área superficial dos lagos e da concentração de fósforo total, as principais variáveis nas correlações de suas similaridades. *Hexarthra* sp., outra espécie generalista, só apresentou correlações significativas em agosto, com a razão zona de mistura:profundidade total. Uma atenção especial deve ser dada às espécies *B. angularis*, *B. falcatus* e *Filinia longiseta*, pois são espécies abundantes, mas não tão generalistas, com altos valores indicadores do grupo formado principalmente pelas lagoas Almécega, Aníbal, Barra, Dom Helvécio, Ferrugem e Verde. Pela Análise de Correspondência Canônica pode-se notar uma associação inversa com k_0 e positiva com o logaritmo da área superficial e fósforo total. As lagoas indicadas são grandes e oligotróficas e

somente Ferrugem foge à regra, por ser uma lagoa pequena e com altos valores de k_0 e fósforo total.

Com relação a sazonalidade, pode-se dizer que, com o início do período de chuvas, ocorre uma homogeneização das lagoas. Neste período as espécies de rotíferos se apresentam mais generalistas, subindo de nível no dendrograma e a riqueza deixa de estar correlacionada espacialmente. Duas explicações, não excludentes, podem ser dadas para esse fato. A primeira está relacionada ao aumento da temperatura, e sua influência sobre as taxas de crescimento intrínseco dos rotíferos. Segundo Allan (1967), os rotíferos são muito sensíveis, exibindo um crescimento exponencial com o aumento da temperatura, em comparação a um crescimento quase linear apresentado por copépodes e cladóceros. Assim, espécies com baixas densidades no período de seca, teriam suas populações incrementadas no período de chuvas, aumentando a probabilidade de serem coletadas. Outra explicação seria que a homogeneização estaria refletindo um aumento nas taxas de dispersão dos rotíferos, onde podemos observar uma relação de fonte-sumidouro entre lagoas. De toda forma, durante o período de chuvas as lagoas parecem passar por um período de distúrbio, diminuindo o fator delineador local da comunidade e favorecendo espécies *r*-estrategistas como os rotíferos. Com o início da estação seca os fatores locais, próprios de cada lagoa, passariam a atuar novamente, excluindo algumas espécies e moldando a comunidade. O máximo da estruturação pelos fatores locais ocorreria em agosto, quando as lagoas poderiam ser divididas em três grupos:

- Carioca, Central, Gambazinho, Ferruginha, Pimenta e Verde: sem espécies indicadoras a não ser pelas generalistas *Brachionus mirus* e *Hexarthra* sp.
- Amarela e Patos: as mais ricas, indicadas por *Ascomorpha* sp.
- Águas Claras, Almécega, Aníbal, Barra, Dom Helvécio, Gambá, Ferrugem, Jacaré, Palmeirinha e Santa Helena: indicadas por *Anuraeopsis* sp. *Collotheca* sp. e *Ptygura* sp.

O mapa da hidrografia das lagoas do PERD e região do entorno (Figura 48) e o mapa apresentado por Latini (2005) sobre os corredores de dispersão, mostra que as lagoas Águas Claras, Almécega, Amarela, Barra, Jacaré e Palmeirinha estão interligadas pelo rio Mombaça e por pequenos riachos adjacentes. Esta ligação pode explicar o agrupamento dessas lagoas em agosto e sugere a possibilidade da existência de outros corredores entre as lagoas Ferrugem, Dom Helvécio e Santa Helena o que explicaria uma maior similaridade entre essas lagoas no período de seca. Em outras palavras, em agosto, cada comunidade estaria moldada segundo as

características próprias locais de cada lago, mas a contínua ligação entre essas lagoas possibilitaria o intercâmbio de fauna, homogeneizando esses ambientes. Esses resultados sugerem que, devido à falta de correlação espacial, os rotíferos parecem se dispersar homogeneamente por toda a área, sendo os fatores locais, próprios de cada lago, determinantes para o estabelecimento, ou não, da espécie imigrante. As comunidades podem também ser influenciadas por fatores regionais e, neste caso, a existência de corredores de dispersão promoveria relações do tipo fonte-sumidouro, aumentando a riqueza das lagoas onde as espécies não conseguiriam normalmente se estabelecer.

As lagoas Amarela e Patos foram as últimas a sofrerem os impactos da homogeneização, já que permaneceram como lagoas externas no dendrograma de novembro. Em maio, no início da estação seca, as lagoas Amarela e Gambazinho foram as primeiras a saírem do grupo, não tendo mas as espécies *B. mirus* e *Anuraeopsis* sp. como indicadoras. Essa característica reforça a idéia de alguns autores que quanto mais bem estruturada a comunidade e quanto mais rica em espécies, mais diversas serão as ligações dentro dela, aumentando sua probabilidade de resistir a distúrbios, principalmente o estabelecimento de novas espécies, aumentando sua capacidade de retornar ao estado estável após um distúrbio (Elton, 1958; Peterson *et al.*, 1998). Essa idéia se aplicaria às lagoas Amarela e Patos, já que são as mais ricas entre as dezoito lagoas. No entanto para a lagoa Gambazinho esta explicação não caberia já que sua riqueza em espécies é muito baixa. O seu isolamento poderia fornecer melhor explicação, pois possibilita, ao longo do tempo a modelagem de uma comunidade melhor estruturada e mais coesa com ligações mais fortes entre as espécies. Além disso seu isolamento poderia ter impedido a invasão por espécies exóticas de peixes, distúrbio responsável pela desestruturação e maior fragilidade de comunidades, como já discutido para outras lagoas do PERD.

Os cladóceros estão em uma posição ecológica intermediária entre copépodes e rotíferos. Apresentam modo de reprodução partenogenético, como os rotíferos, entretanto o tamanho corporal e o ciclo de vida são maiores, mas não tão longos quanto dos copépodos, o que permite que suas populações acompanhem melhor as variações ambientais. Por apresentarem um modo de locomoção não tão eficiente como os copépodes, são presas fáceis para peixes e larvas de *Chaoborus* spp. sendo sensíveis à mudanças nas taxas de predação de ambos predadores (Allan, 1967). Essa posição intermediária também foi verificada no

presente estudo. Assim como os rotíferos, os cladóceros apresentaram correlações com as variáveis ambientais em pelo menos um dos quatro períodos analisados. Além disso, correlações espaciais significativas foram obtidas para quatro espécies: *Bosmina tubicen*, *Bosminopsis deitersi*, *Daphnia laevis* e *Diaphanosoma birgei*. O logaritmo natural da área superficial das lagoas foi uma importante variável na explicação da riqueza de cladóceros e das similaridades de presença e ausência de cada espécie. Essa relação pode ser explicada por fatores locais, ou seja, uma maior área superficial promoveria uma maior heterogeneidade de microhabitats, permitindo o desenvolvimento de populações maiores, e por fatores regionais, ligados à biogeografia de ilhas, onde áreas maiores possuem maior probabilidade de receberem espécies por migração (MacArthur & MacArthur, 1961; Dodson, 1992). O efeito do tamanho da lagoa foi eliminado quando foram utilizados os resíduos da regressão riqueza x área e mesmo assim foram obtidas correlações espaciais significativas, indicando que quando uma lagoa é rica em espécies de cladóceros, maior é a probabilidade de que as lagoas próximas a ela também sejam mais ricas em cladóceros, independentemente da sua área.

A formação de um grupo, em todos períodos, de lagoas sem cladóceros como componentes de suas comunidades da região limnética foi um interessante padrão observado. Carioca, Central e Pimenta fizeram parte do grupo de lagoas pequeno-raso/meso-eutrófico nas amostragens de novembro e fevereiro e, juntamente com Gambá, Gambazinho e Ferrugem, são as lagoas menos ricas. Entretanto não se sabe se essa baixa riqueza é uma consequência ou causa da inexistência de cladóceros. Comunidades de cladóceros são descritas tanto em ecossistemas aquáticos conservados quanto impactados (Maia-Barbosa & Bozelli, 2006) e parecem ser controladas mais por fatores top-down. O processo de desestratificação térmica também já foi relatado como tendo influência positiva na população de *Daphnia laevis* da lagoa Jacaré (Brandão, 2007), mas não é um fator que diferencia as lagoas com e sem cladóceros deste estudo.

A hipótese proposta por Pinto-Coelho *et al.* (2008) foi baseada na análise de sete lagoas aqui incluídas: Amarela, Águas Claras, Carioca, Dom Helvécio, Gambazinho e Palmeirinha. Quando introduzimos as outras onze, várias exceções aparecem, indicando que ainda faltam variáveis preditoras para a explicação da ausência de cladóceros, e copepoditos de Calanoida, na região limnética das lagoas. Verificando as correlações das similaridades entre a presença e ausência das espécies (Tabela 5) e os gráficos da Análise de Correspondência Canônica (Figura 46) pode-se observar que o tamanho da lagoa se destaca

como um possível fator a ser acrescentado na explicação da ausência de cladóceros em algumas lagoas. Assim como na lagoa Carioca, a introdução de espécies exóticas de peixes pode ter sido o fator determinante para a exclusão dos cladóceros nas lagoas Central e Pimenta, que são lagoas pequenas e rasas. O maior grau de trofia das lagoas Ferrugem e Ferruginha poderiam ser explicado por outros impactos antrópicos, que não a introdução de peixes exóticos. Nota-se que mesmo a elevada biomassa fitoplanctônica e alta porcentagem de cianobactérias na lagoa Ferrugem não foram determinantes para a exclusão completa dos cladóceros e dos copepoditos de Calanoida da região limnética. A presença de macrófitas poderia ser vista como uma saída para a proteção contra os efeitos da introdução de peixes exóticos no caso das lagoas pequenas. Segundo a teoria de Scheffer *et al.* (2006) a comunidade de macrófitas promove uma estrutura que favorece o zooplâncton e desfavorece os peixes, levando a uma queda na população destes e a um aumento na população daqueles. Com altas taxas de herbivoria sobre o fitoplâncton a turbidez da água diminuiria, promovendo o crescimento de mais macrófitas, entrando num efeito de retroalimentação positiva. A lagoa Amarela praticamente não possui uma região limnética. Sua biomassa algal é a menor de todas as dezoito lagoas e seu alto índice trófico não é indicativo de impactos antrópicos, mas de uma alta taxa de decomposição, principalmente das macrófitas. É uma lagoa muito pequena e com espécies exóticas de peixes, mas que mesmo assim, preserva a maior riqueza das dezoito lagoas. Possui uma comunidade de cladóceros rica, representados principalmente por *Daphnia laevis*, *Ceriodaphnia cornuta* e *C. silvestrii*, além de várias espécies de chidórídeos e ainda uma expressiva população de Calanoida.

A lagoa Patos, localizada ao sul do PERD, bem próximo de seus limites, é muito semelhante à lagoa Amarela em termos da composição e abundância das comunidades de cladóceros e rotíferos, e apresentou, junto com as lagoas Barra, Palmeirinha e Santa Helena, um aumento repentino e expressivo das concentrações de fósforo total em novembro, início do período de chuva. O mapa da hidrografia (Figura 49) da região mostra que essas lagoas (Amarela, Barra, Palmeirinha, Patos e Santa Helena) estão próximas ao rio Mombaça. Aparentemente não existem ligações entre as lagoas Santa Helena e Patos e o rio Mombaça, entretanto a possibilidade de ligações temporárias, nos períodos de cheias, podem ocorrer. Essa hipótese precisa ser verificada em estudos posteriores, já que estas ligações influenciariam diretamente a qualidade das águas das lagoas localizadas internamente ao

PERD. Da mesma forma as propostas de manejo e conservação deveriam considerar as lagoas externas ao Parque, já que estas influenciam diretamente a sua “saúde”.



Figura 49: Região da bacia do rio Mombaca ao sul do PERD (MG).

Como os rotíferos, a riqueza de cladóceros perde sua correlação espacial nos meses de chuva, devido a uma homogeneização do sistema, voltando a ficar correlacionada com o início da estiagem. Estes dados indicam a importância dos fatores locais e regionais na explicação das estruturas das comunidades de cladóceros nas lagoas do PERD e região do entorno.

Larvas de *Chaoborus* spp. são predadores vorazes, provocando mudanças significativas na estrutura da comunidade zooplantônica (Neil, 1981; Young & Riessen, 2005). A falta de padrão observada nos agrupamentos das lagoas, referente à abundância de *Chaoborus* spp. (Figura 43) pode ser um reflexo da metodologia de coleta não específica para este grupo. Além do uso da bomba hidráulica nas coletas, da qual as larvas são capazes de escapar, as abundâncias provavelmente foram subestimadas, já que uma parte significativa dessas populações pode ficar enterrada no sedimento durante o dia (Bezerra-Neto, 2007), compartimento não considerado neste estudo. Outro fator poderia ser a distribuição aleatória dessas larvas nas lagoas do Médio Rio Doce. Considerando uma reprodução contínua durante todo o ano e que o ciclo de vida dura em torno de 40-60 dias (Bezerra-Neto, 2007), se todas as lagoas tivessem a mesma probabilidade de receber ovos de fêmeas adultas, e se a pressão de predação sobre as larvas fosse semelhante, realmente não seria encontrado padrão nos agrupamentos. Na mesma linha dessa hipótese, as associações encontradas, que já são fracas, seriam definitivamente ocasionais. Mas com certeza, esta é uma hipótese bastante drástica a respeito do não efeito dessas larvas na estruturação do zooplâncton. Os gráficos da Análise de Correspondência (Figura 41 e 42) mostraram uma associação inversa entre abundância de

larvas de *Chaoborus* spp. e a riqueza tanto de cladóceros, quanto de rotíferos. No entanto a correlação significativa observada por Pinto-Coelho *et al.* (2008) não foi encontrada neste estudo, quando as dezoito lagoas foram utilizadas ou apenas as sete trabalhadas naquele artigo. As associações entre a razão larvas pequenas/grandes não foram claras, já que pelo eixo 1 as abundâncias de cladóceros se mostraram associadas positivamente, ou seja, quanto maior o número de larvas grandes, menor a abundância de cladóceros, pois as larvas grandes já incluem os cladóceros em sua alimentação, mas observando o segundo eixo, essas duas variáveis se mostram negativamente associadas.

Ferrugem e Ferruginha, duas lagoas representantes do grupo pequeno-raso/meso-eutrófico, estão localizadas fora dos limites do parque e podem ser consideradas impactadas por diversas atividades, como coleta de água para abastecimento e irrigação, além do plantio e manejo do *Eucaliptus* spp. que ocupa todo o entorno. A ausência de espécies exóticas de peixes não deve ser vista como um indicativo da boa preservação dessas lagoas, já que altas densidades de cianobactérias, comuns em ambientes degradados, perfazem mais de 80% da comunidade do fitoplâncton da lagoa Ferrugem e por volta de 40% da lagoa Ferruginha. A lagoa Gambazinho, diferentemente, é uma lagoa de difícil acesso, localizada dentro do PERD e que se encontra bem encaixada no relevo, fato talvez relacionado ao seu isolamento e impossibilidade de conexão com outras lagoas durante o período de cheias. A inexistência de peixes exóticos nessa lagoa pode sim estar relacionada ao grau de conservação desse ambiente. A estrutura da comunidade zooplânctônica diferenciada, principalmente para os rotíferos, pode ser um indicativo desse isolamento, como já discutido anteriormente. De toda forma, a presença de espécies exóticas de peixes parece ter um efeito extremamente deletério nas comunidades zooplânctônicas do PERD, principalmente para lagoas pequenas e rasas.

6.2 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Em sete anos de amostragens mensais do programa PELD/UFMG (site 4) em sete lagoas do PERD e região de entorno (Lagoas Amarela, Águas Claras, Carioca, Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Palmeirinha) foram identificados até o momento 180 espécies na comunidade zooplânctônica da região limnética considerando apenas os grupos Copepoda, Rotífera e Cladocera (PELD, 2008). Em quatro coletas nas dezoito lagoas, inclusive as já

amostradas pelo PELD, foram identificados 105 taxa e obteve-se uma média de 124 espécies para toda a região, obtida a partir dos quatro métodos utilizados. Esse resultado indica a importância de um monitoramento constante e de longo prazo para a catalogação da biodiversidade da comunidade zooplancônica da região limnética, a fim de que a maior parte das espécies raras possam também ser amostradas.

Gontijo e Britto (1997), através de visualizações *in loco* e entrevistas com moradores da região, identificaram pelo menos 26 impactos ambientais no PERD, que foram divididos em quatro grandes grupos:

- Impactos decorrentes de atividades predatórias realizadas dentro do PERD: caça, pesca, retirada de material vegetal e introdução de espécies exóticas;
- Impactos decorrentes de atividades de pecuária e silvicultura no entorno do PERD;
- Impactos decorrentes da urbanização no entorno do PERD: despejo de esgotos não tratados em cursos d'água, lixo, poluição sonora, tráfego de veículos, etc;
- Impactos decorrentes da construção e uso da infraestrutura dentro do parque destinada à pesquisa e ao turismo.

Desses impactos, a introdução de espécies exóticas tem sido vista como a mais deletéria para as comunidades aquáticas (Godinho *et al.*, 1994; Souza, 2005; Pinto-Coelho *et al.*, 2008). Então ações que visem minimizar os efeitos ecológicos decorrentes dessas introduções deveriam ser vistas como prioritárias.

Os conceitos de Biogeografia de Ilhas são amplamente utilizados em estudos de Biologia da Conservação, de tal forma, que uma nova área surge desse “casamento”, denominada de Biogeografia da Conservação (Whittaker *et al.*, 2005). Nesta teoria, a relação riqueza x área aparece como um dos pilares que, aliada aos conceitos de dispersão, prediz que as melhores áreas a serem selecionadas para conservação são aquelas de maior tamanho e com alta conectividade com outras áreas conservadas. No presente estudo, foi observado que a introdução de espécies exóticas de peixes teve um efeito menor em lagoas maiores e mais profundas. Provavelmente porque lagoas maiores são capazes de comportar grandes populações diminuindo a probabilidade de extinção. Além disso lagoas maiores, podem apresentar maior taxa de colonização e de liberação de propágulos, fatores importantes para espécies com dispersão limitada como Calanoida e Cladocera. Baseado nesses dados, as

maiores lagoas no interior do PERD, deveriam ser o enfoque primordial para a conservação de organismos aquáticos.

Por outro lado, segundo a teoria de Scheffer *et al.* (2006) pode-se perceber que a presença de uma comunidade de macrófitas, também é uma característica que promove uma resistência ao impacto causado pela introdução. Na lagoa Amarela, onde não é possível distinguir uma região verdadeiramente limnética, a comunidade zooplânctônica, principalmente de rotíferos, se mostrou bastante resistente e resiliente às forças de homogeneização das lagoas que parecem ocorrer nos período de chuvas. Fica então evidente, que não só o tamanho, como também o desenvolvimento de um banco de macrófitas é fator importantíssimo na conservação de ambientes aquáticos, como já apontado por alguns estudos realizados em bancos de macrófitas da região litorânea das lagoas Dom Helvécio e Patos (Maia-Barbosa, *et al.*, 2008; Aoki, 2010). O desenvolvimento de estudos visando determinar a relação dessa região com a integridade da região limnética são necessários, bem como a proposição de planos de manejo que considerem esse enfoque.

7. CONCLUSÕES

Novamente chamamos a atenção que este é um estudo preliminar, onde preferiu-se diminuir e perder no número de amostras de cada lagoa para ganhar em abrangência espacial. A análise dos dados e dos resultados apresentados mostram que as duas hipóteses formuladas no início do trabalho foram confirmadas:

- Fatores regionais foram importantes para a explicação das diferentes estruturas de comunidades zooplanctônicas encontradas nas dezoito lagoas amostradas dentro do PERD e na região de entorno. Além disso, fatores locais e regionais influenciaram de forma diferente grupos distintos da comunidade zooplanctônicas, como é mostrado no quadro abaixo.

	Relação com as variáveis ambientais	Restrições espaciais
Copépodes Cyclopoida	Não	Não
Copépodes Calanoida	Não	Sim
Rotíferos	Sim	Não
Cladóceros	Sim	Sim

OUTRAS CONSIDERAÇÕES:

- As dezoito lagoas amostradas nesse estudo, segundo suas características físicas e químicas, puderam ser divididas em dois grupos principais: lagoas pequenas-rasas/meso-eutróficas e lagoas grandes-profundas/oligotróficas;
- *Thermocyclops minutus* foi a espécie mais abundante, dispersa por todas as dezoito lagoas;
- O gênero *Notodiaptomus* (copépode Calanoida) e os cladóceros apresentaram uma distribuição espacial restrita, mas também se limitando a lagoas grandes e oligotróficas, ou lagoas pequenas sem introdução de espécies exóticas de peixes, ou a lagoas pequenas com introdução de espécies exóticas e ampla cobertura de macrófitas;
- Rotíferos não apresentaram restrição espacial, mas tiveram uma distribuição mais ampla nos períodos de chuva;
- Nenhuma das sete espécies de Cladóceros selecionadas foram encontradas nas amostras coletadas na região limnética das lagoas Carioca, Central e Pimenta;
- A introdução de espécies exóticas de peixes parece ser o principal impacto antrópico para as comunidades zooplânctônicas;
- A comunidade de macrófitas parece promover um aumento da riqueza da comunidade zooplanctônica, aumentando sua resistência e resiliência e diminuindo os impactos causados pela introdução de peixes exóticos;
- Fatores regionais, associados a corredores de dispersão entre as lagoas, promovem um intercâmbio de fauna, contribuindo para o aumento da similaridade entre lagoas próximas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, JD. 1976. Life history patterns in zooplankton. *Am. Nat.*, 110: 165-176.
- Aoki, A. 2010. Influência da diversidade de macrófitas na composição e abundância da comunidade zooplanctônica na lagoa dos Patos – Parque Estadual do Rio Doce (MG). Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas.
- Arcifa, MS. 2000. Feeding habits of chaoboridae larvae in a tropical Brazilian reservoir. *Rev. Bras. Biol.*, 60:591-597.
- Attayde JL & Bozelli RL. 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:1789–1797
- Barbosa, FAR & Tundisi, JG. 1980. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow Quarternary lake at Eastern Brasil. *Arch. Hydrobiol.*, 90: 139-161.
- Barnett, A & Beisner, BE. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, 88:1675-1686.
- Bezerra-Neto JF. 2007. Migração vertical diária e cascata trófica em corpos aquáticos tropicais: influência da larva do díptero Chaoborus. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas.
- Bezerra-Neto, JF & Pinto-Coelho, RM. 2008. Morphometric study of Lake Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais, Brazil. *Acta Limnol. Brasiliensia*, 20, 161–167.

- Bloom SA. 1981. Similarity indices in community studies: potential pitfalls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5:125–128.
- Brandão, LPM. 2009. Efípios de *Daphnia laevis* em um lago permanente tropical: mecanismo de resiliência a alterações ambientais? Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas.
- Brito, MCW. 1995. Unidades de Conservação: Intenções e resultados. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Brooks, JL & Dodson, S. 1965. Predation, body size, and composition of the zooplankton. *Science*, 150:28–35.
- Carlson, RE. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22:361–369.
- Carpenter, SR; Kitchell, JE; & Hodgson, JR. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35: 634-639.
- Castilho-Noll, MSM & Arcifa, MS. 2007. Chaoborus diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. *Acta Limnol. Brasililencia*, 19: 163-174.
- CETEC. 1981. Vegetação do Parque Estadual do Rio Doce. In Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Estadual do Rio Doce. v.2, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Clarke, KR; Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92:205-209
- Cole, GA. 1983. *Textbook of Limnology*. The C.V. Mosby Company, St. Louis. 401 pp.

- Costa, LS; Huszar, VLM & Ovalle, AR. 2009. Phytoplankton Functional Groups in a Tropical Estuary: Hydrological Control and Nutrient Limitation. *Journal Estuaries and Coasts*, 32:508-521.
- Costanza, R; d'Arge, R; de Groot, RS; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; Naeem, S; O'Neill, R.V; Paruelo, J; Raskin, R.G; Sutton, P & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253–260.
- Cottenie, K & De Meester, L. 2004. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology*, 85:114–119.
- Cottenie, K; De Meester, L. 2004. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology*, 85:114–119.
- Declerck, S; Vandekerkhove, J; Johansson, L; Muylaert, K; Conde-Porcuna, J. M; Van Der Gucht, K; Pérez-Martínez, C; Lauridsen, T; Schwenk, K; Zwart, G; Rommens, W; López-Ramos, J; Jeppesen, E; Vyverman, W; Brendonck, L & De Meester, L. 2005. Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86:1905–1915.
- Dodson SI. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnol. Oceanogr.* 37:848–56.
- Dodson SI; Arnott SE & Cottingham KL. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81:2662–2679.
- Dodson, SI. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnol. Oceanogr.*, 37:848-856.
- Downing, AL; & Leibold, MA. 2002. Ecosystem consequences of species richness and composition in pond food webs. *Nature*, 416:837–841.

- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67:345–366.
- Dumont, HJ. 1980. Zooplankton and the science of biogeography: The example of Africa. In W. C. Kerfoot ed. *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. The University Press of New England. Hanover, p. 685-696.
- Efron, B & Tibshirani, R. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall.
- Elmoor-Loureiro, LMA. 1997. *Manual de Identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília.
- Elton, C. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Methuen
- Fee, EJ. 1979. A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake experiments. *Limnol. Oceanogr.*, 24:404-416.
- Fernando, CH. 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiologia*, 272:105-123.
- Field, JG; Clarke, KR; Warwick, RM. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 8:37-52.
- Gannon, JE & Stemberger, RS. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 97:16-35.
- Gliwicz, ZM. 2002. On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. *Freshwater Biol.*, 47:2296-2312.
- Godinho, AL; Fonseca, MT & Araújo, ML. 1994. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In Pinto-Coelho, RM; Giani, A & Sperling E. von. eds. *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special*

- Reference to Future Development and Management Strategies. Belo Horizonte: SEGRAC, p. 77–83.
- Golterman, HL; Clymo, RS & Ohnstad, MAM. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Gontijo, BM & Britto, CQ. 1997. Identificação e classificação dos impactos ambientais no Parque Estadual do Rio Doce – MG. *Geonomos*, 5:43-48
- Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science*, 131:1292-1297.
- Havel, J.E. & Shurin, J.B. 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 49:1229–1238.
- Havel, JE & Shurin, JB. 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 49:1229–1238.
- Hebert, PDN. 1982. Competition in zooplankton communities. *Ann. Zool. Fenn.*, 19:349-356.
- Holt, RD. 1991. From metapopulation dynamics to community structure: some consequences of spatial heterogeneity. In Gilpin, ME & Hanski, IA eds. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London, UK. p. 149-165.
- Hutchinson, GE. 1961. The paradox of the plankton. *Am. Nat.*, 95:137–145.
- Jenkins, DG & Buikema, ALJ. 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs*, 68:421–443.
- Jeppesen, E; Jensen, JP; Søndergaard, M; Lauridsen, T & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biol.*, 45:201–218.

- Johnson, RA & Wichern, DW. 2002. Applied Multivariate Statistical Analysis. NJ Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Kirk, KL. 2002. Competition in variable environments: experiments with planktonic rotifers. *Freshwater Biol.*, 47:1089–1096
- Koroleff, F. 1976. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. ed. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim. p. 126–133.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk berg. Von Max Voigt. Überordnung Monogononta. Vol 1-2. 673p.*
- Lamparelli, MC. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências.
- Lampert, W. & Sommer, U., 1997. *Limnoecology*. Oxford University Press.
- Landa, GG; Barbosa, FAR; Rietzler, AC & Maia-Barbosa, PM. 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais. Brazil. *Braz. arch. biol. technol.*, 50:695-705.
- Latini AO & Petrere MJr. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from brazilian freshwater tropical lakes. *Fish. Manag. Ecol.*, 11:71-79.
- Latini, AO & PETRERE, M. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fish. Manag. Ecol.*, 11: 71-79.
- Latini. 2005. Inventário rápido e identificação de fatores que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

- Leibold, MA; Holyoak, M; Mouquet, N; Amarasekare, P; Chase, JM; Hoopes, MF; Holt, RD; Shurin, JB; Law, R; Tilman, D; Loreau, M; & Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601-613.
- Lopes, PM & Caliman, A. 2008. A contribuição de ecossistemas lênticos para o entendimento da importância de processos regionais e locais sobre padrões geográficos de biodiversidade. *Limnotemas*, 6.
- Loreau M; Naeem S; Inchausti P; Bengtsson J; Grime JP; Hector A; Hooper DU; Huston MA; Raffaelli D; Schmid B; Tilman D & Wardle DA. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294:804-808.
- Mackereth, FJH; Heron, J & Talling JF. 1978. *Water analysis*. Scientific Publication N° 36, Freshwater Biological Association, Ambleside.
- Maia-Barbosa PM & Bozelli RL. 2006. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. *Acta Limnol. Brasililencia*, 18:67-75.
- Maia-Barbosa, PM; Barros, CFA; Souza, MBG; Faria, VR; Barbosa, LG; Brito, SL; Souza, RA; Rietzler, A; Eskinazi Sant'Anna, E & Barbosa, FAR. 2006. The middle Rio Doce lakes, southeast Brazil: biodiversity and its controlling forces at local and regional scales. *Verh. Internationat. Verein. Limnol.*, 29:1-5.
- Maia-Barbosa, PM; Peixoto, RS & Guimarães, AS. 2008. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Braz. J. Biol.*, 68:1069-1078.
- Marthur, RH & Marthur, J. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42:594-598.
- Matsumura-Tundisi, T & Silva, WM. 1999. Crustáceos copépodos planctônicos. In Ismael, D; Valentini, WC; Matsumura-Tundisi, T & Rocha, O. eds. *Biodiversidade do estado de São*

- Paulo, Brasil: invertebrados de água doce. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), São Paulo. pp. 91-106.
- Matsumura-Tundisi, T & Tundisi, JG. Limnology of a warm monomictic lake at rio Doce Forest Park (Lake Dom Helvecio, MG, Eastern Brazil). In Tundisi, JG; Bicudo, CEM & Matsumura-Tundisi, T. org. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia, 1995. p. 245-256.
- Maturana, HR, Varela, FJG. 1997. De máquinas e seres vivos: autopoiese: a organização do vivo. 3ª ed. Ed. Porto Alegre. Artes Médicas.
- Mello CL; Metelo, CMS; Suguio, K & Kohler, HC. 1999. Quaternary sedimentation, neotectonics, and evolution of the Doce river middle valley lake system (southeastern Brazil). *Revista do Instituto Geológico*, 20:29–36.
- Mouquet, N & Loreau, M. 2002. Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. *Am. Nat.*, 159:420–426.
- Neill, WE. 1981. Impact of Chaoborus predation upon the structure and dynamics of a crustacean zooplankton community. *Oecologia*, 48: 164-177.
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE. 421 p.
- Nobre, CA; Sampaio, G; & Salazar, L. 2007. Mudanças climáticas e Amazônia. *Ciência e Cultura*, 59:22-27.
- Novo Dicionário Eletrônico Aurélio versão 5.0. Corresponde ao Novo Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa 3ª. edição, 1ª. impressão da Editora Positivo, revista e atualizada do Aurélio Século XXI, O Dicionário da Língua Portuguesa, contendo 435 mil verbetes, locuções e definições. 2004 by Regis Ltda.
- Paine, RT. 1966. Food web complexity and species diversity. *Amer. Natur.*, 100: 65-75.

- Pandit, SN; Kolasa, J & Cottenie, K. 2009. Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology*, 90: 2253-2262.
- PELD. 2008. Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Médio Rio Doce – MG (site 4, Mata Atlântica e o Sistema Lacustre o Médio Rio Doce – MG). UFMG. Belo Horizonte. p. 501.
- Peterson, G; Allen, CR & Holling CS. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems*, 1:6–18.
- Pinel-Alloul, B; Niyonsenga, T & Legendre, P. 1995. Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. *Ecoscience*, 2:1–19.
- Pinto-Coelho RM; Bezerra-Neto JF; Miranda F; Mota TG; Resck R; Santos AM; Maia-Barbosa, PM; Mello, NAST; Marques, MM; Campos, MO & Barbosa, FAR. 2008. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 68:1025-1037.
- Pinto-Coelho, RM; Bezerra-Neto, JF & Morais-Jr., CA. 2005. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Braz. J. Biol.*, 65:325-338 .
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Rawson DS. 1956. Algal indicators of trophic lake types. *Limnol. Oceanogr.*, 1:18–25.
- Rawson, DS. 1939. Some physical and chemical factors in the metabolism of the lakes. In Moulton, ER ed. *Problems in lake biology*. American Association for the Advancement of Science, Washington, D.C., USA.

- Reid, JW. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Zool.*, 9:17-143.
- Ricklefs, RE. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235:167-171.
- Saijo, Y. & Tundisi, J.G. eds. *Limnological studies in Rio Doce lakes, Brazil*. Water Research Institute, Nagoya.
- Salas, HJ & Martino, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25:341-350.
- Scheffer, M; Van Geest, GJ; Zimmer, K; Jeppesen, E; Søndergaard, M; Butler, MG; Hanson, MA; Declerck, S & De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112:227-231.
- Schoener, TW & Spiller, DA. 1996. Devastation of prey diversity by experimentally introduced predators in the field. *Nature*, 381:691–694.
- Segers, H. 1995. Rotifera. The lecanidae (Monogononta). In: Dumont, HJ & Nogrady, T. eds. *Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishing. 226p.
- Shannon, CE & Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Illinois University Press. Urbana.
- Shurin, JB & Allen, EG. 2001. Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional scales. *Am. Nat.*, 158:624–637.

- Shurin, JB. 2000. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*, 81:3074–3086.
- Shurin, JB; Cottenie, K & Hillebrand, H. 2009 Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159:151–159.
- Silva, FAR. 2006. O perfil conceitual de vida: ampliando as ferramentas metodológicas para sua investigação. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Faculdade de Educação. 322 f.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100: 169-201.
- Soros, G. 2008. The Worst Market Crisis in 60 Years. *Financial Times*, 22.
- Soto, D & P. De LosRíos. 2006. Influence of trophic status and conductivity on zooplankton composition in lakes and ponds of Torres del Paine National Park (Chile). *Biologia Bratislava* 61:541-546.
- Sousa W.; Attayde J.L.; Rocha E.D.S.; Eskinazi-Sant'Anna E.M. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *J. Plank. Res.*, 30:699-708.
- Souza, MB. 2005. Flutuação temporal da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales) no Lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce, e avaliação do seu potencial invasor em um lago natural do trecho médio da bacia do Rio Doce, MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. 115 f.
- Toledo, A; Talarico, M; Chinez, SJ; & Agudo, EG. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12, Camboriú. Anais. 1 –34p.

- Ugland, KI; Gray JS; & Ellingsen KE. 2003. The species–accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, 72:888–897.
- UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura. RELATÓRIO SOBRE O DESENVOLVIMENTO DA ÁGUA NO MUNDO. Disponível em : <<http://www.unesco.org.br>>. Acesso em 11 dez 2009.
- Vollenweider, RA & Kerekes, J. 1980. The loading concept as a basis for controlling eutrophication: Philosophy and pre-liminary results of the OECD program on eutrophication. *Progr. Water Technol.*, 12:5-38.
- Vollenweider, RA. 1983. Eutrophication. Notes distributed during the II Meeting of the Regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes.
- Ward, JH. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Amer. Statist. Assoc.*, 58: 236–244.
- Whittaker, RH. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21:213-251.
- Whittaker, RJ; Araújo, MB; Jepson, P; Ladle, R; Watson, JE & Willis, KJ. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11:3–23.
- Young, JD & Riessen, HP. 2005. The interaction of Chaoborus size and vertical distribution determines predation effects on Daphnia. *Freshw. Biol.*, 50:993–1006

9. ANEXOS

Anexo 1: Lista de espécies com a indicação de presença (X) em cada lagoa e a porcentagem das dezoito lagoas onde a espécie esteve presente (%)

ESPÉCIE / LAGOA	AC	AL	AM	AN	BA	CA	CE	DH	FE	FN	GA	GN	JA	PA	PI	PT	SH	VE	%
COPEPODA																			
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100%
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fischer, 1860)	X	X				X						X		X				X	33%
<i>Mesocyclops</i> sp.		X		X			X	X	X	X					X	X	X	X	56%
<i>Metacyclops</i> sp.								X	X										11%
<i>Mycrocyclops</i> sp.	X		X										X	X		X			28%
<i>Notodiaptomus isabellae</i> (Wright, 1936)	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	78%
<i>Notodiaptomus dubius</i> (Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986)				X															6%
Harpacticoida		X	X							X								X	22%
ROTIFERA																			
<i>Anuraeopsis</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	94%
<i>Ascomorpha</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X	X		X	67%
Bdeloidea	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	94%
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X		X		X	X	72%
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1914)	X	X		X	X	X	X		X				X	X	X	X		X	67%
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)		X	X	X	X	X	X	X	X				X		X	X	X	X	72%
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	94%
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)																X			6%
<i>Cephalodella</i> sp.	X																		6%
<i>Collotheca</i> sp.	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	94%
<i>Colurella</i> sp.	X		X										X			X			22%
<i>Conochilus</i> spp.	X	X	X	X	X	X		X	X	X			X	X		X	X	X	78%
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)													X						6%
<i>Dicranophorus</i> sp.				X															6%
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)				X						X				X					17%
<i>Disotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832)	X		X	X						X				X	X				33%
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1832)				X															6%
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)												X							6%
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)		X		X	X	X		X	X								X	X	44%
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)														X					6%
<i>Gastropus</i> sp.				X															6%

	AC	AL	AM	AN	BA	CA	CE	DH	FE	FN	GA	GN	JA	PA	PI	PT	SH	VE	%
<i>Hexarthra</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100%
<i>Keratela americana</i> (Carlin, 1943)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	94%
<i>Keratela cochlearis</i> (Gosse, 1851)				X						X				X					17%
<i>Keratela lenzi</i> (Hauer, 1953)	X		X		X								X			X			28%
<i>Keratela tropica</i> (Asptein, 1907)			X											X		X	X		22%
<i>Lecane arcula</i> (Harring, 1914)			X					X											11%
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	94%
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)			X	X	X										X	X			28%
<i>Lecane crepida</i> (Harring, 1914)																X			6%
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)			X	X					X						X	X		X	33%
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)			X											X					11%
<i>Lecane halicylsta</i> (Harring & Myers, 1926)			X	X															11%
<i>Lecane honermani</i> (Ehrenberg, 1834)				X														X	11%
<i>Lecane inopiata</i> (Harring & Myers, 1926)			X																6%
<i>Lecane cf. inconspicua</i> (Segers & Dumont, 1993)	X																		6%
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)					X			X		X							X		22%
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)			X													X		X	17%
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X		X	78%
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)	X		X					X								X			22%
<i>Lecane obtusa</i> (Murray, 1913)															X				6%
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)				X															6%
<i>Lecane pideis</i> (Harring & Myers, 1926)																X			6%
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)			X																6%
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)		X	X		X					X	X	X						X	39%
<i>Lecane stichoclysta</i> (Segers, 1993)					X														6%
<i>Lecane subtilis</i> (Harring & Myers, 1926)										X									6%
<i>Lecane</i> sp1	X		X																11%
<i>Lecane</i> sp2			X																6%
<i>Lepadela</i> spp.	X		X	X		X				X				X		X		X	44%
<i>Macrocaetus</i> spp.	X	X							X	X						X			28%
<i>Mytilina acanthophora</i> (Hauer, 1938)	X		X																11%
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)			X										X			X			17%
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1834)			X					X						X	X	X			28%
Notomatidae	X		X			X								X					22%

	AC	AL	AM	AN	BA	CA	CE	DH	FE	FN	GA	GN	JA	PA	PI	PT	SH	VE	%
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)			X	X												X			17%
<i>Platyonus patulus</i> (Müller, 1786)			X	X	X												X	X	28%
<i>Polyarthra</i> sp.			X	X	X	X						X		X	X	X	X		50%
<i>Ptygura</i> sp.	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	94%
<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1830)			X																6%
<i>Sinanterina</i> sp.			X		X											X			17%
<i>Squatinella lamellaris</i> (Müller, 1786)			X																6%
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)			X																6%
<i>Tricocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)			X																6%
<i>Tricocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	X															X	X		17%
<i>Tricocerca elongata</i> (Gosse, 1886)			X																6%
<i>Tricocerca insignis</i> (Herrick, 1885)			X																6%
<i>Tricocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100%
<i>Tricocerca rattus</i> (Müller, 1776)		X																	6%
<i>Tricocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	X	X	X		X									X		X		X	39%
<i>Tricocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	X			X	X	X		X	X		X				X		X	X	56%
<i>Tricocerca</i> sp.			X		X											X			17%
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)															X				6%
Rotífero NI		X																	6%
CLADOCERA																			
<i>Bosmina hagmani</i> (Stingelin, 1904)	X	X	X	X	X			X				X	X	X		X		X	61%
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	X	X	X	X	X			X		X	X	X	X	X		X	X	X	78%
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)		X	X		X												X	X	28%
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)		X	X		X			X								X		X	33%
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	X		X	X									X	X		X			33%
Chidoridae	X		X		X					X		X	X	X	X	X		X	56%
<i>Daphnia laevis</i> (Birge, 1878)	X		X	X									X			X			28%
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	X	X			X			X	X	X			X	X		X	X	X	61%
<i>Diaphanosoma brevirreme</i> (Sars, 1901)			X	X	X											X			22%
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1967)												X							6%
<i>Iliocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	X		X	X	X											X	X		33%
Macrothricidae												X							6%
Cladol					X														6%

	AC	AL	AM	AN	BA	CA	CE	DH	FE	FN	GA	GN	JA	PA	PI	PT	SH	VE	%	
OSTRACODA																				
Ostracoda	X	X	X	X	X				X	X		X	X	X	X	X		X	72%	
DIPTERA																				
<i>Chaoborus</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100%
GATROTRICHA																				
Gastrotricha1	X		X	X	X									X		X			33%	
Gastrotricha2	X		X		X	X								X		X			33%	
Gastrotricha3			X																6%	
HYDRACARINA																				
Hydracarina	X	X	X	X		X		X					X	X		X			50%	
TURBELLARIA																				
<i>Mesostoma</i> sp.	X		X	X				X		X						X		X	39%	

